



Håndtering af regnvand i byer – herunder LAR

Arnbjerg-Nielsen, Karsten

Published in:
Håndtering af regnvand i byen - herunder LAR

Publication date:
2016

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Arnbjerg-Nielsen, K. (2016). Håndtering af regnvand i byer – herunder LAR. In S. Øgaard Dahl (Ed.), *Håndtering af regnvand i byen - herunder LAR: Vand & Jord* (Vol. 4, pp. 3-3). Nepper & Stagehøj. Vand & Jord

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Tidsskrift for miljø og natur

VAND & JORD

*Håndtering af
regnvand i byer -
herunder LAR*

REDIGERET AF STEEN ØGAARD DAHL

e-bog nr. 4

NEPPER & STAGEHØJ
FORLAGET

August 2016



e-bog

E-bøger er særlige temanumre af Vand & Jord med artikler fra tidligere udgivne numre (i papirudgave). Serien omfatter

e-bog nr. 1: Skjern å, november 2014

e-bog nr. 2: Marginalia, oktober 2014

e-bog nr. 3: Ålegræs og havalger, august 2016

e-bog nr. 4: Håndtering af regnvand i byer – herunder LAR, august 2016

E-bog nr. 4 er en samling af 23 artikler om LAR bragt i Vand & Jord op til 2016. E-bogen kan gratis downloades fra hjemmesiden: www.vand-og-jord.dk. Abonnement på fremtidige numre af Vand & Jord kan bestilles på hjemmesiden.

E-bogen er udgivet med sponsorstøtte af COWI A/S og SWECO A/S.

*På V&J redaktionens vegne
Steen Øgaard Dahl, august 2016*

Forsidefoto: Stensætning ved Storebæltsbroen, Nyborg. Foto af Martin Macnaughton. Fra bogen 'Livet under overfladen'.

Håndtering af regnvand i byer

– herunder LAR

Forord

Omkring 1990 begyndte LAR – Lokal Anvendelse af Regnvand – at dukke op som alternativ til kloakrør, bassiner og renseanlæg. Der var flere årsager, men vigtigst var nok, at Danmark havde udbygget de biologiske renseanlæg væsentligt. Det gjorde de regnbetingede udledninger meget synlige. Både målinger og modeller viste endvidere, at større bassiner i oplandene ikke var en god løsning for det nationale vandmiljø. Den 'sparede' forurening lokalt medførte en mindst lige så stor udledning ved renseanlægget. Faskiner var derimod til stor gavn både lokalt og for hele oplandet. Trods stor opbakning fra fagpersoner var det dog svært at opnå udbredelse af systemerne, primært på grund af pris og lovgivning. Så i mere end 20 år havde LAR sin egen lille niche i regnvandshåndteringen, men blev ikke taget alvorligt.

LAR er kommet på banen igen de sidste 5-10 år, denne gang som svar på klimaændringer og ønsker om mere rekreative byrum. Der er stadig udfordringer, men denne gang ser det ud til, at teknologien vinder frem. Løsningen er at se på byens behov for vands bidrag til velvære i byrum. Uden vand er byen tør, varm og kedelig. Parker, springvand og badevand er derimod med til at definere byen positivt. Dermed er det ikke længere et dilemma mellem LAR eller ledninger, men et samspil, der bidrager til byens funktion både i hverdagen og når ekstremregnen falder. Prisen er nok højere end de traditionelle ledninger, men vi har god dokumentation for, at i mange tilfælde er sideeffekterne rigeligt investeringen værd.

*Karsten Arnbjerg, professor
DTU*

Foto Karsten Arnbjerg



Vand & Jord er et dansk fagtidsskrift med artikler og debat om miljøforhold i vore ydre omgivelser. Emnerne omfatter alle forhold i vandets kredsløb, rent eller forurenset. Tidsskriftet formidler ny og aktuel viden til alle, der arbejder med og har interesse i dansk og international miljø- og naturbeskyttelse.

Vand & Jord er uafhængig af organisations- og firma-interesser.

© Selskabet for Vand & Jord
og Forlaget Nepper & Stagehøj

REDAKTION:

Charlotte Kjærgaard, Aarhus Universitet, ansv.
Steen Ø. Dahl, Orbicon
Mogens Henze, DTU
Claus Hagebro, konsulent
Søren Brandt, Herning Kommune
Anja Skjoldborg Hansen, Aarhus Universitet

REDAKTIONSKOMITÉ:

Frede Ø. Andersen, Syddansk Universitet
Carsten Hunding, konsulent
Tina Pedersen, Struer Kommune
Flemming Jørgensen, Miljø og Klima
Anders Erichsen, DHI
Kristine Garde, Scion DTU
Birgit Paludan, Solrød-Greve Forsyning
Benjamin Nielsen, konsulent
Loren Ramsay, VIA UC
Astrid Zeuthen Jeppesen, NIRAS

Redaktionskomitéens medlemmer er personligt valgt. De tegner i Vand & Jord-sammenhæng ikke de firmaer eller institutioner, hvor de er ansat.

Mekanisk, fotografisk eller anden gengivelse er kun tilladt i overensstemmelse med overenskomst mellem Undervisningsministeriet og Copy-Dan. Enhver anden udnyttelse er uden selskabets og forlagets skriftlige tilladelse forbudt ifølge gældende dansk lov om ophavsret. ISSN 0908-7761

Abonnementspris 2016 – 4 numre pr. år
Institutionsabonnement: kr. 600,00 inkl. moms
Privatabonnement: kr. 240,00 inkl. moms.
Studerendeabonnement: kr. 150,00 inkl. moms.
Alle priser er inkl. forsendelse.

Se mere på <http://www.vandogjord.dk/>
– her findes også forfattervejledning

PRODUKTION: Vand & Jord ApS
LAYOUT: Forlaget Nepper & Stagehøj
TRYK: P. E. Offset & Reklame A/S, Varde

UDGIVER OG ABONNEMENT:

Forlaget Nepper & Stagehøj
Nøjsomhedsvej 19, st.tv.
2100 København Ø
Tlf. 35 26 45 31
e-mail: vandogjord@oncable.dk

ANNONCER:

Claus Hagebro
Fuglevænget 10
3520 Farum
Tlf. 44 95 07 60
e-mail: hagebro3@hotmail.com

Forsidefoto: Stensætning ved Storebæltsbroen, Nyborg.
Foto af Martin Macnaughton. Fra bogen 'Livet under overfladen'.

VAND & JORD

e-bog nr. 4
august
2016

Indhold

Forord.....	2
Miljøfremmede stoffer fra regnvandsbassiner..... <i>Vand & Jord nr. 3, 2004 (s 87). Torben Larsen et.al</i>	6
Kemiske forureningsstoffer i regnafstrømning fra befæstede overflader..... <i>Vand & Jord nr. 3, 2006 (s 108). Peter Steen Mikkelsen et.al</i>	10
Fosfor i regnvand fra separatkloakerede oplande..... <i>Vand & Jord nr. 2, 2008 (s 63). Sara Egemose et.al</i>	15
Besparelser ved oprensning af regnvandsbassiner..... <i>Vand & Jord nr. 3, 2010 (s 84). Kim Lorentzen & Benny Nielsen</i>	18
Landskabsbaseret regnvandshåndtering i København..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 124). Marina Bergen Jensen et.al</i>	21
Et værktøj til hydrologisk modellering af LAR..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 128). Jan Jeppesen & Steen Christensen</i>	26
Håndtering af regnvand i Roskilde..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 131). Signe Gudiksen</i>	29
Naturindholdet i regnvandsbassiner..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 135). Bjarne Moeslund</i>	34
Regnafstrømningens kvalitet på agendaen..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 139). Simon Toft Ingvertsen et.al</i>	37
Filterjord til rensning af vejvand..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 142). Karin Cederkvist et.al</i>	40
Lokal anvendelse af regnvand i USA..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 146). Peter Duus & Søren Gabriel</i>	43
Dobbeltporøs filtrering..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 150). Marina Bergen Jensen et.al</i>	46
Hvordan tilpasser vi os et ændret klima?..... <i>Vand & Jord nr. 4, 2010 (s 153). Karsten Arnbjerg-Nielsen</i>	49
Musicon byder på samarbejde på kryds og tværs..... <i>Vand & Jord nr. 1, 2012 (s 4). Signe Gudiksen & Christian Lercke</i>	52
Kvantificering af LAR-potentiale..... <i>Vand & Jord nr. 1, 2012 (s 7). Jan Jeppesen & Ulla Lyngs Ladekarl</i>	55

Regnvand kan også gøre søerne grønne.....	59
<i>Vand & Jord nr. 1, 2012 (s 11). Sara Egemose et.al</i>	
Fremtidssikret bassin mod monsterregn.....	62
<i>Vand & Jord nr. 4, 2013 (s 145). Steen Ladefoged</i>	
Risikovurdering for oversvømmelser i byer.....	65
<i>Vand & Jord nr. 3, 2014 (s 106). Kirsten Halsnæs & Per Skougaard Kaspersen</i>	
MODFLOW-LID kvantificerer LAR-effekten.....	71
<i>Vand & Jord nr. 2, 2015 (s 76). Jan Jeppesen & Christian Ammitsøe</i>	
Filterjord - et spadestik dybere.....	75
<i>Vand & Jord nr. 3, 2015 (s 101). Simon Toft Ingvertsen et.al</i>	
Værktøj til vurdering af LAR-potentiale.....	79
<i>Vand & Jord nr. 4, 2015 (s 127). Sara Maria Lerer et.al</i>	
Ressourcen regnvand.....	83
<i>Vand & Jord nr. 4, 2015 (s 131). Erling Holm</i>	
Sundhedsrisiko ved oversvømmelser.....	88
<i>Vand & Jord nr. 4, 2015 (s 143). Anders Chr. Eriksen et.al</i>	

Miljøfremmede stoffer fra regnvandsbassiner

Vore vandområder modtager under regn fortyndet spildevand fra overløbsbygværkerne i byernes kloaksystemer. Derfor bygger vi ofte regnvandsbassiner for at formindske udledningerne. Da de miljøfremmede stoffer i spildevandet i stort omfang er knyttet til partikler, vil bassinerne også fjerne en del af stofferne ved sedimentation.

TORBEN LARSEN
OLE NEERUP-JENSEN
MOGENS KAASGAARD

I byernes centrale dele er kloaksystemerne ofte fællessystemer, hvor spildevand og regnvand løber i samme ledning. For at undgå oversvømmelse af kældre under regn er det nødvendigt at indsætte overløbsbygværker, som kan aflaste det vand, som der ikke er kapacitet til i kloakledningerne. Da stort set alt spildevand under tørvejr bliver sendt til renseanlæg, udgør de regnbetingede udløb en væsentlig del af påvirkningen af mange recipienter. Derfor ønsker man ofte at reducere de mængder, der aflastes, ved etablering af regnvandsbassiner.

Et litteraturstudium for Miljøstyrelsen /1/ viste, at det endnu ikke har været muligt at opstille klare fysiske, kemiske eller biologiske årsagssammenhænge mellem påvirkninger og effekter af denne forurening. På den anden side foreligger der en veldokumenteret, empirisk viden, der viser, at de regnbetingede udløb har en negativ indflydelse på vandkvaliteten. Endvidere har økotoxikologiske studier /2/, hvor grupper af organismer er blevet eksponeret for forurenede regnvand, tydeligt vist, at toksiske effekter eksisterer.

Regnvandsbassiners grundlæggende funktion er at akkumulere afstrømningen fra en regnhændelse helt eller delvist og sende den til rensning i stedet for til recipienten. Men derudover er der yderligere to væsentlige årsager til, at bassiner i forbindelse med overløbsbygværker vil reducere udløbet af forurenende stoffer.

For det første vil bassiner primært opfange den første og mest forurenede del af afstrømningen (first flush). Det er vist, at dette forhold kan reducere den beregnede udledning med mere end 50 % på langtidsbasis /3/. For det andet vil en del af stoffet sedimentere i bassinerne fordi en væsentlig del (normalt den største) af de forurenende stoffer findes på partikulær form. Denne effekt er det centrale i denne artikel.

Effekten af bassiner

I Danmark findes der ikke veldokumenterede undersøgelser baseret på direkte målinger med hensyn til stoffjernelse i bassiner. Tyske undersøgelser /4/, som omfatter målinger på etablerede bassiner, som er blevet dimensioneret efter de tyske retningslinier /5/ har vist, at bassiner har en betydelig kapacitet for stoffjernelse. I disse undersøgelser har man konkluderet at koncentrationen af sedimenterbare partikler bliver reduceret med mere end 80 %. Sedimenterbare partikler er defineret som partikler, som vil sedimentere ud i

en standardsedimentationssøjle efter 2 timer. Desuden er det vist, at koncentrationen af suspenderet stof (målt ved filtrering) bliver reduceret med ca. 65 % og koncentrationen af organisk stof (målt som COD) bliver reduceret med ca. 50 %.

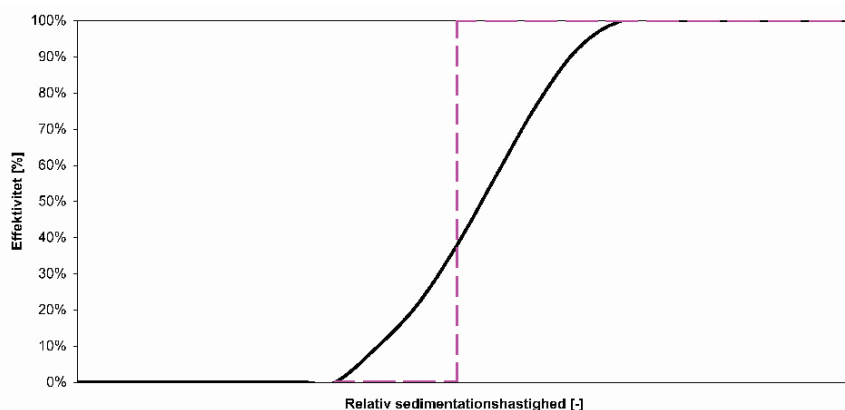
Metode til beregning af forurening

Beregningen af den årlige udledning af forurening fra overløbsbygværker har hidtil været baseret på antagelsen om en konstant såkaldt hændelsesmiddelkoncentration af den aktuelle forureningskomponent. Det årlige volumen af overløbet beregnes udfra en lang tidsserie af historisk regn. Herefter kan udledningen beregnes som produktet af volumen og koncentration. Denne metode er udmærket, når det gælder overløbsbygværker uden bassin eller anden magasinering. Er der bassiner eller tilsvarende i systemet, vil metoden overvurdere udledningen.

Metoden, som præsenteres her, skal opfattes som en videreudvikling. Metoden inkluderer sedimentationen af partikler og tager hensyn til at sedimentationen varierer over et bredt spektrum af sedimentationshastigheder, ligesom der også tages hensyn til, at sedimentationsforholdene i bassinerne varierer med den hydrauliske belastning. Desuden er inkluderet, at forureningskomponenterne (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn og PAH) er knyttet til de specifikke fraktioner af partikler med en varierende vægt, som er i overensstemmelse med målinger på virkeligt overløbsvand.



Figur 3 Regnvandsbassiner



Figur 1. Princip for effektivitets-funktion for bassin (Fuldt optrukken linie er den virkelige funktion, og punkteret linie er foresimpleret funktion benyttet i denne undersøgelse)

Herefter er beregningen af de gennemsnitlige årlige udledninger baseret på følgende 4 trin.

a. Data om regn

Den drivende kraft for strømmingen i afløbssystemet er regn, og data om regn kommer fra tidsserier af målt nedbør. Det danske regnmålersystem for afløbssystemer /6/ omfatter 98 automatiske regnmålere. Den tilhørende database indeholder 15 til 30 års data for hver måler, hvor intensiteten foreligger med en tidslig opløsning på 1 minut.

b. Model af afstrømning i kloakopland

Den matematiske model af det konkrete kloakopland er baseret på den velkendte tid-areal metode, som transformerer input af historisk regn til udløbshydrografer fra oplandet. Heri medregnes også såkaldt initialtab og hydrologisk reduktionsfaktor.

c. Model af strømning i bassin og fjernelse af partikler

Den matematiske beskrivelse af bassinet omfatter to bevarelsesligninger, kontinuitetsligningen for vandføring og kontinuitetsligningen for sedimenterbare partikler.

Beskrivelsen af vandføringen er en tradi-

tionel kvasi-stationær bassinberegning baseret på en varierende vanddybde, et vandstandsafhængigt overløb og en konstant videreførende vandføring (til renseanlæg).

Kontinuitetsligningen (massebalancen) for sedimenterbart materiale omfatter 4 led nemlig indløb, udløb, akkumulering samt fjernelse (sedimentation). Den sidstnævnte beskrives ved en såkaldt effektivitets-funktion som vist på figur 1. Begreberne er defineret i Box 1.

Den teoretiske baggrund for effektivitets-funktionen (eller fjernelsesfunktionen) skal

ikke gives her, men de to nøglepunkter er følgende: 1) Effektivitets-funktionen afhænger af geometrien af bassinet og kan antages at være ens for geometrisk ligedannede bassiner. 2) Effektivitets-funktionen i den dimensionsløse form (figur 1) kan antages at være uafhængig af vandføringen gennem bassinet, så længe strømmingen er turbulent med store Reynolds tal.

Som nævnt er effektivitets-funktionen specifik for hvert enkelt bassin og må derfor bestemmes i hvert enkelt tilfælde. Denne kan findes enten eksperimentelt (laboratorieforsøg eller fuldskalaforsøg), eller den kan beregnes med 3-dimensional edb-modellering /7/. Det er en pointe, at effektivitets-funktionen er givet som en funktion af den relative sedimentationshastighed, fordi den derved dækker varierende hydrauliske belastninger af bassinet.

I denne undersøgelse er effektivitets-funktionen yderligere foresimpleret til en step-funktion, som det ses på figur 1. Denne foresimpling bygger på den velkendte Hazen-formel for sedimentationsbassiner (Box 1). Korrektionsfaktoren α indeholder informationen om bassinets geometri og om strømmingen (turbulens og strømningsmønstre). For det

Box 1

1) Effektiviteten (efficiency) E er defineret som

$$E = \left(1 - \frac{m}{m_0}\right)$$

m er transporten af stof over overløbsskanten
 m_0 er den potentielle transport, som ville have fundet sted, hvis fjernelse ikke finder sted.

2) Den relative sedimentationshastighed (relative settling velocity) w'_s er defineret som

$$w'_s = \frac{w_s}{s}$$

w_s er sedimentationshastigheden

s er overfladebelastningen, som er defineret ved $s = Q/A$

Q er indløbsvandføringen til bassinet, og
 A er overfladearealet af bassinet.

3) Hazens formel for sedimentationsbassiner

$$T \geq \frac{h}{\alpha w_s}$$

T er den nødvendige opholdstid i bassinet
 h er vanddybden

α er en korrektionsfaktor, som kan beregnes fra effektivitets-funktionen.

w_s er sedimentationshastigheden

Tabel 1. Data anvendt i eksempel

Historisk regnserie: Kolding Forrenseanlæg,	18 år
Reduceret areal	10 ha
Koncentrationstid for strømning i opland	10 min
Initialtab	0,06 mm
Hydrologisk reduktionsfaktor	1,0
Bassinvolumen	400, 650, 1000, 1500 og 2000 m ³
Vanddybde	3 m
Tørvejrflow	1 l/s
Videreført vandføring til renseanlæg	10 l/s

Figur 2 Sedimentationssøjle /9/

teoretisk set ideelle bassin (lang kanal med ensformig strømning uden turbulens og sekundære strømninger) er □ lig 1, men i den virkelige verden ligger den i området 0,2 til 0,5 og må som nævnt findes fra fysiske forsøg eller numerisk modellering. I nærværende projekt er benyttet værdien 0,3.

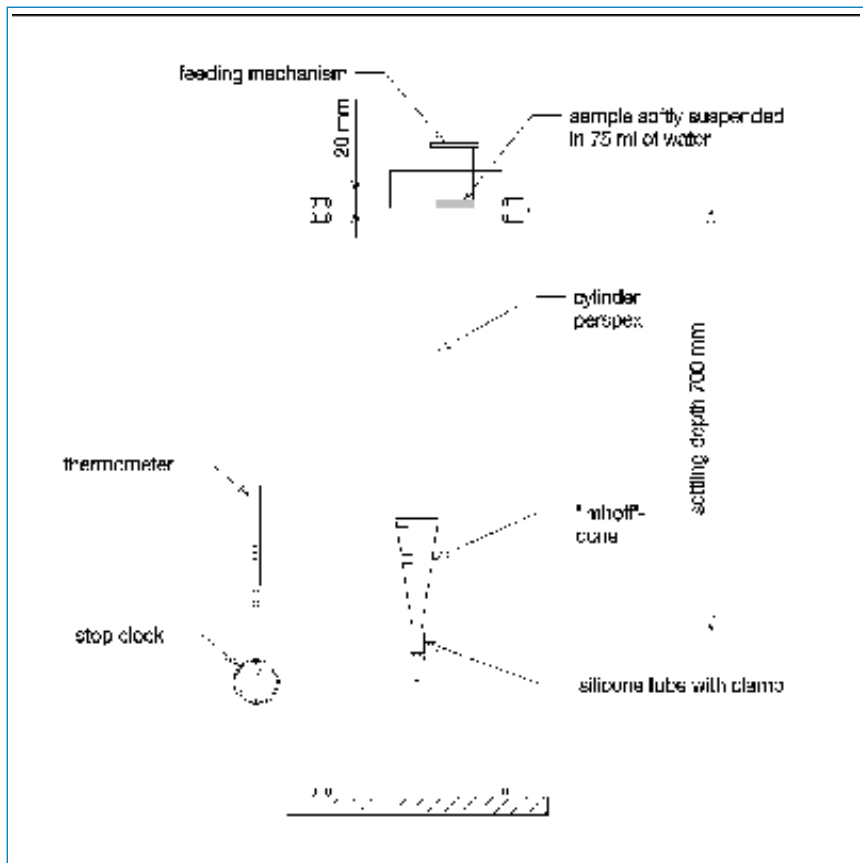
d. Data for sedimentationsegenskaber for forureningskomponenter

Data for denne undersøgelse er taget fra en omfattende tysk undersøgelse udført af UFT, Dr. Brombach GmbH. Et resumé af undersøgelsen er givet i /8/. Målingerne blev udført i den sydtyske by Bad Mergentheim, som har omkring 25.000 indbyggere og omfattede forskellige oplande i størrelsen 0,1 til 350 hektar reduceret areal.

Sedimentationsegenskaberne for partiklerne i regnafstrømningen blev målt i en sedimentationssøjle som vist i figur 2.

Forsøget udføres ved først at udsedimentere partiklerne i søjlens nederste, koniske del (imhof cone) i 2 timer. Dernæst placeres sedimenterne igen i toppen af søjlen, og med definerede intervaller udtages prøver ved bunden, som dernæst analyseres. I hvert forsøg udtages 12 prøver og derved dækkes området af sedimentationshastigheder fra 0,001 til 17,5 cm/s. I alt 396 forsøg blev udført, hvoraf 101 var fra regnvandsafstrømning i fællessystemer. Sedimentationskurverne for suspenderet stof (SS) for disse 101 prøver ses på figur 3.

Alle prøver blev analyseret for vandindhold, glødetab og densitet. Et udvalgt antal prøver blev analyseret for kemiske forhold. Disse omfattede organisk stof (COD), polyaromatiske hydrocarboner (PAH), zink (Zn), cadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu) og nikkel (Ni). Af måletekniske grunde kan data for COD desværre ikke anvendes i denne sammenhæng.



Beregning af den gennemsnitlige årlige fjernelse af forurening i bassiner

Da denne beregning afhænger af et stort antal af parametre er det ikke hensigtsmæssigt at præsentere resultaterne som tabeller eller grafer, der repræsenterer det totale spændvidde af alle parametre. I stedet er det valgt at vise et typisk eksempel, som dækker standardsituationen i mange tilfælde. Data for et eksempel er givet i nedenstående tabel 1.

Med edb-modellen og de nævnte data blev beregnet overløbsvoluminer og mængder af partikulært stof (tørstof) for en 18 årig periode, og disse resultater er sammenfattet i tabel 2.

tabel 3 ses de tilhørende beregnede reduktioner af stof af de enkelte komponenter på grund af sedimentation i bassinet.

Beregning af fjernelse af såvel partikulært som ikke-partikulært PAH

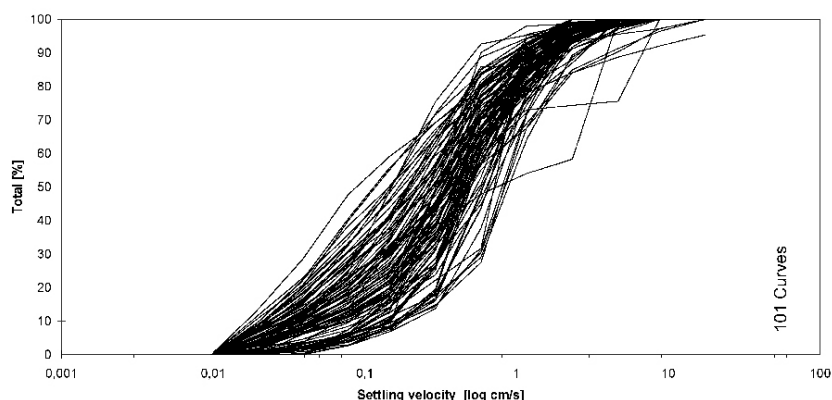
Til sidst gives et overslag på den totale fjernelse af PAH, hvor både den sedimenterbare og ikke-sedimenterbare fraktion er medtaget. Datasættet indeholdt ikke en komplet serie af begge fraktioner så det blev antaget, at den sedimenterbare fraktion udgjorde 75 % af den totale koncentration, og at den ikke-sedimenterbare del udgjorde 25 %.

Diskussion og konklusion

Af tabel 4 ses for det første, at selv små bassiner giver en betydelig reduktion af udledningen. Dette er i sig selv ikke nogen nyhed. Det nye er, at det for det andet kan ses, at den ekstra reduktion i udledningen til recipienten på grund af sedimentationen udgør cirka 40 til 60 %, skønt størrelsen af bassinerne vari-

Tabel 2. Gennemsnitlig årlig vand- og stofbalance for basin

Volumen af bassin af regn	Antal overløb pr. år	Indløb af vand pr. år 1000 m ³	Overløb af vand pr. år 1000 m ³	Fjernelse af vand %	Indløb af sedimenterbare partikler kg pr. år	Overløb af sedimenterbare partikler kg pr. år	Fjernelse af partikler %
20	3	75	2,2	97	48000	191	99,6
15	6	75	4,5	94	48000	450	99,0
10	13	75	8,8	88	48000	1200	97,5
6,5	21	75	14,5	81	48000	2600	94,5
4	34	75	21,5	71	48000	5200	89,1



Figur 3 Sedimentationskurver for 101 prøver af regnvand fra fællessystemer /10/

Tabel 3. Yderligere fjernelse af forurening knyttet til sedimenterbare partikler

Bassin		Fjernelse [%]					
Volumen mm regn	Antal overløb pr. år	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	PAH
20	3	84	83	78	86	88	87
15	7	81	79	73	83	84	84
10	13	74	72	64	76	77	78
6,5	22	65	63	54	67	67	69
4	34	52	50	41	55	53	57

erer med en faktor 5.

I denne undersøgelse har det været antaget, at både stofkoncentrationer og sedimentationsegenskaber har været konstante under hver regnhændelse. Dette betyder, at effekten af first flush ikke er medregnet. Som tidligere nævnt betyder kombinationen af bassiner og first flush en yderligere reduktion. Ofte vil denne reduktion ligge i samme størrelsesorden, som den fjernelse som skyldes sedimentationen. Alt i alt er der gode indikationer for, at de traditionelle beregninger baseret på konstante koncentrationer overvurderer udledningen af forurenende stoffer betydeligt, formentlig med en faktor 3 til 5.

En mere detaljeret beskrivelse af under-

søgelsen kan ses i /11/. Undersøgelsen har være finansieret af Miljøstyrelsen.

REFERENCER

- /1/ Larsen, T. og Neerup-Jensen, O. 2000: Regnbetingede udledninger fra kloaksystemer. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 547.
- /2/ VanLoon, G., Anderson, B.C., Watt, W.E. og Marsalek, J. (2000): Characterizing stormwater sediments for ecotoxic risk. Water Quality Research Journal of Canada, **35** (3), 341-364.
- /3/ Larsen, T., Broch, K. og Andersen, M.R. 1998: First flush effects in an urban catchment area in Aalborg. *Wat.Sci.Tech.* **37** (1), 251-257.
- /4/ Michelbach, S. og Weiss, G.J. 1996: Settable sewer solids at stormwater tanks with clarifiers for com-

bined sewage. *Wat.Sci.Tech.* **33** (9), 261-267

/5/ ATV. 1992: Arbeitsblatt A 128. Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. *ATV regelwerk Abwasser Abfall*, Verlag GFA.

/6/ Spildevandskomiteén 1999: Regional variation af ekstremregn i Danmark. *Skrift nr. 26*.

/7/ Neerup-Jensen, O., Larsen, T. og Rasmussen, M. 1999: Fjernelse af partikulært stof i regnvandsbassiner. *Stads- og havneingeniøren* **12**, 24-27.

/9/ Michelbach, S. og Wöhrle, C. 1993: Settable solids in a combined sewer system, settling characteristics, heavy metals, efficiency of storm water tanks. *Wat.Sci.Tech.* **27** (5-6), 153-164.

/10/ Michelbach, S., Brombach, H. og Wöhrle, C. 1994: Settable solids from combined sewers: settling, storm water treatment and sedimentation rates in rivers. *Wat.Sci.Tech.* **29** (1-2)

/11/ Larsen, T. og Neerup-Jensen O. 2003: Tilbageholdelse af sedimenterbart stof og miljøfremmede stoffer i regnvandsbassiner i afløbssystemer. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 871.

Torben Larsen er Professor ved Institutet for Vand, Jord og Miljøteknik, Aalborg Universitet
E-mail: torben.larsen@civil.auc.dk

Ole Neerup-Jensen er civilingeniør og ansat ved Hedeselskabet Miljø og Energi as
E-mail: onj@hedeselskabet.dk
Mogens Kaasgaard er civilingeniør og ansat ved Miljøstyrelsen.
E-mail: mk@mst.dk

Tabel 4. Beregning af den totale fjernelse af PAH (både sedimenterbar og ikke-sedimenterbar fraktion)

Volumen af bassin mm	Antal overløb pr. år	Input til bassin g PAH pr. år	Overløb til recipient, sedimentation ikke medregnet g PAH pr. år	Overløb til recipient, sedimentation medregnet g PAH pr. år	Ekstra fjernelse ved sedimentation %
20	3	1004	28	11	61
15	6	1004	55	24	56
10	13	1004	109	52	53
6,5	21	1004	180	96	47
4	34	1004	267	164	39

Kemiske forureningsstoffer i regnafstrømning fra befæstede overflader

Regnafstrømning fra befæstede overflader kan indeholde hundredvis af miljøfremmede stoffer. Institut for Miljøteknologi på DTU har derfor udviklet en problemorienteret metode til på en struktureret og gennemskuelig måde at udarbejde fokuserede lister over problematiske stoffer. Metoden kan lette arbejdet med at implementere Vandrammedirektivet.

PETER STEEN MIKKELSEN
EVA ERIKSSON
ANDERS BAUN
ANNA LEDIN

Regnvand, som afstrømmer fra befæstede overflader, kan være forurenet med en lang række naturlige og miljøfremmede stoffer. Forureningen kommer fra en kombination af diffuse kilder og punktkilder som f.eks. nedbøren selv med dens indhold af forurening opsamlet på vej gennem atmosfæren, atmosfærisk nedfald som vaskes af de befæstede overflader under regn, bygnings- og vejmaterialer, der afgiver stoffer ved korrosion og mekanisk slid, og menneskelige aktiviteter hvor forurenende stoffer forbruges og senere

opsamles af regnvandet når det strømmer over overfladerne.

Forureningsgraden afhænger naturligvis af de anvendte belægninger og de aktiviteter, som foregår i oplandet. F.eks. opfattes regnafstrømning fra haveterrasser som stort set uforurenet, og der er normalt ingen, der opfører sig mod at nedsive dette i faskiner. Omvendt er der ingen tvivl om, at regnafstrømning fra stærkt trafikerede overflader som f.eks. motorveje er særdeles forurenet, hvorfor der i stigende grad stilles krav til både udjævning og rensning i forsinkelsesbassiner inden udledning til vandige recipienter, og det er også velkendt, at regnafstrømning kan blive kraftigt forurenet med pesticider, specielt hvis det regner kort tid efter anvendelsen ved ukrudtbekæmpelse.

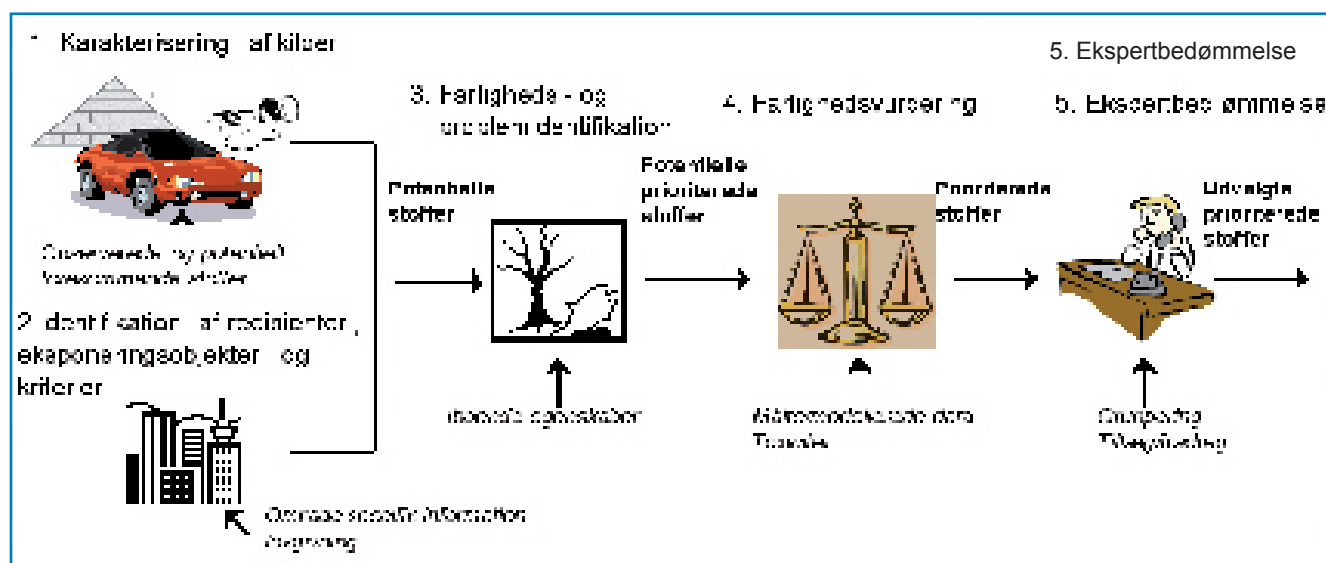
Hvilke stoffer er mest relevante?

Fra litteraturstudier og gennemgang af produkt databaser ved vi i dag, at regnafstrømning potentielt kan indeholde mere end 600 stoffer /1/, og at dette tal fortsat vil vokse i takt med at produktionen af kemikalier i samfundet vokser og målemetoderne bliver bedre. Det er ikke realistisk muligt at lave detaljerede undersøgelser eller måleprogrammer for så mange stoffer, og forfatterne har derfor i forbindelse med det europæiske forskningsprojekt DayWater (www.daywater.org) udviklet en metode for, hvordan man på en struktureret og gennemskuelig måde kan udarbejde fokuserede lister over problematiske stoffer.

Figur 1 viser en grafisk fremstilling af metoden, som vi på engelsk har kaldt Chemical Hazard Identification and Assessment Tool, forkortet til CHIAT /2,3/. Metoden indeholder 5 adskilte trin, hvor iteration mellem de enkelte faser dog er både hyppigt anvendt og ønskeligt.

Kilder og eksponeringsobjekter

Trin 1 og 2 sikrer til sammen, at stofferne udvælges med skarpt fokus på problemstillingen som holdes for øje. Der begyndes helt forudsætningsløst med at identificere alle



Figur 1. CHIAT metoden til problemorienteret farlighedsidentifikation og -vurdering af kemiske stoffer.

de stoffer, som kan tænkes at volde problemer (trin 1). Til dette formål gennemføres 2 litteraturstudier, ét fokuserende på målte koncentrationer i offentligtgjorte måleprogrammer for regnafstrømning og ét fokuserende på hvad der potentielt kan frigives fra materialer, trafik m.v.

Dernæst drejer det om (trin 2) at identificere, hvem eller hvad der skal beskyttes – mennesker, dyr, flora eller fauna? Eksempler på recipienter er f.eks. søer og vandløb, grundvand og jord. Eksempler på eksponeringsobjekter er mennesker, husdyr, vandlevende organismer og bundflora, der kan tage skade af stoffernes giftighed, eller tekniske installationer, der f.eks. tage skade ved korrosion eller udfældning af salte. Som led heri skal der laves en beskrivelse af de håndteringsstrategier, som ligger til grund for udvælgelsen af stoffer.

DayWater projektet fokuserede på lokal håndtering af regnvand, dvs. hvordan forskellige former for forsinkelser, infiltration og syn-

liggørelse (eng: daylighting) kan udnyttes til at sikre, at en del af regnafstrømningen fordamper eller nedsiver til grundvand, inden det afledes til overfladevand. Figur 2 giver et bud på, hvordan sådanne håndteringsmuligheder kan tænkes i forbindelse med et separatkloakeret område.

Farligheds- og problemidentifikation

Udkommet af trin 1 og 2 er en liste over potentielle forureningsstoffer, som i trin 3 underlægges en farligheds- og problemidentifikation. Kriterierne herfor er baseret på iboende fysisk-kemiske stofegenskaber, som bestemmer hvordan stofferne vil opføre sig i de udvalgte håndteringsløsninger og i miljøet (sorption, fordampning, persistens mod biotisk nedbrydning og bioakkumulering) samt deres toksicitet, langsigtede kroniske effekter (cancer samt mutagene, reproduktionsskadelige og hormonforstyrrende effekter) og potentiale for at fremkalde allergiske reaktioner hos mennesker.

For uorganiske stoffer, herunder metaller, blev der på baggrund af specieringsberegninger foretaget en vurdering af stoffernes tendens til at forefindes på opløst eller sorberet form, som frie ioner eller komplekser og som kat- eller anioner. For organiske stoffer blev en metode til screening af stoffer udarbejdet, som udover at sondre mellem stoffer, der primært forekommer i vandfasen hhv. i forbindelse med en fast fase (f.eks. sediment, jord, slam, suspenderet stof) vurderer stoffernes fordampnings- og sorptionsegenskaber, deres tendens til at skabe tekniske problemer og lugtgener, og deres persistens, bioakkumulering og toksicitet samt kroniske effekter /4/. Resultatet af denne screening er en liste over stoffer som kan "frikendes", fordi de i den pågældende sammenhæng ikke vurderes at være farlige, en liste over stoffer der "sættes på en venteliste", fordi ikke er data nok til at fuldende vurderingen, og en liste over farlige stoffer – de såkaldte potentielle prioriterede forureningsstoffer.

Table 1. Liste med 25 udvalgte vandkvalitetsparametre/stoffer fra DayWater projektet. Detaljeret information om stofferne kan findes på www.er.dtu.dk/daywater.

Type	Forkortelse	CAS nummer	Navn
Basale parametre	BOD	-	Biokemisk iltforbrug
	COD	-	Kemisk iltforbrug
	SS	-	Suspendet stof
	N	-	Kvælstof
	pH	-	pH
	P	-	Fosfor
Metaller	Cd	7440-43-9	Kadmium
	Cr(VI)	11104-59-9	Krom (som kromat)
	Cu	7440-50-8	Kobber
	Ni	7440-02-0	Nikkel
	Pb	7439-92-1	Bly
	Pt	7440-06-4	Platin
	Zn	7440-66-6	Zink
PAH'er		91-20-3	Naphthalen
		129-00-0	Pyren
	BaP	50-32-8	Benzo[a]pyren
Herbicer		40487-42-1	Pendimethalin
		13684-63-4	Phenmedipham
		1071-83-6	Glyphosate
		5915-41-3	Terbutylazin
Øvrige XOC'er	NPEO	25154-52-3, 104-40-5, 27986-36-3 1916-45-9 etc.	Nonylphenol ethoxylater og nedbrydningsprodukter, f.eks. nonylphenol
	PCP	87-86-5	Pentachlorophenol
	DEHP	117-81-7	Di(2-ethylhexyl) phthalate
	PCB 28	7012-37-5	Polychloreret biphenyl 28
	MTBE	1634-04-4	Methyl tert-butyl ether

Farlighedsvurdering og ekspertvurdering

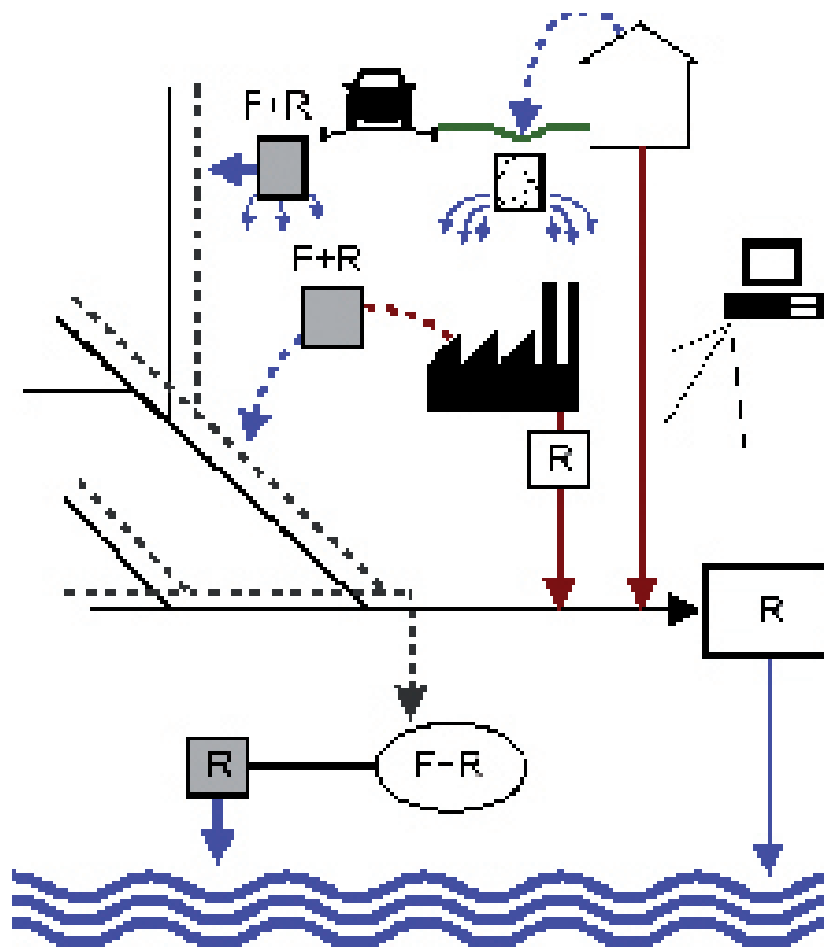
Den indsamlede information om eksponeringsobjekter ligger til grund for farlighedsvurderingen i trin 4, som gennemføres som en PEC/PNEC vurdering, altså som en vurdering af forholdet mellem den koncentration, som stoffet forekommer i, og et koncentrationsniveau svarende til grænsen mellem problematisk og uproblematisk. Stoffer med en PEC/PNEC kvotient over 1 sættes på listen over prioriterede forureningsstoffer (Figur 1). Endelig afsluttes der i trin 5 med, at forskellige eksperter samt andre interessenter giver deres besyv med om, hvilke stoffer der er væsentlige at medtage. En meget afgørende faktor i trin 5 er at etablere en åben proces, hvor alle de berørte parter bliver involveret. Ordet "eksperter" skal derfor tolkes bredt, dvs. det kan være øko- og humantoksikologer, kemikere, ingeniører, jurister, planlæggere, politikere og beboerne i området.

Der kan være flere formål med processen i trin 5, f.eks. at identificere stoffer, som skal kontrolleres ved kildes eller ved rensning, at sammenligne forskellige håndteringsalternativers evne til at eliminere skadelige stoffer, eller at etablere et måleprogram til overvågning af de mest relevante kemiske stoffer. Et delformål med trin 5 kan være at begrænse antallet af stoffer ved at udvælge indikatorstoffer baseret på gruppering efter f.eks. kilde, anvendelsesområde, kemisk struktur eller iboende fysisk-kemiske egenskaber. Trin 5 kan imidlertid også føre til at listen af stoffer øges, f.eks. hvis der er forpligtelser om at medtage prioriterede stoffer fra Vandrammedirektivet eller internationale lister over prioriterede stoffer /5/.

CHIAT processen i DayWater

Processen beskrevet ovenfor blev gennemført i løbet af ca. 2 år i DayWater projektet. De detaljerede resultatet fra screeningen af organiske stoffer i trin 3 kan ses på hjemmesiden <http://chiat.er.dtu.dk>. Data var generelt ikke tilgængelige i tilstrækkelig grad til at gennemføre trin 4, så formålet med processen blev reformuleret til at identificere et udvalg af stoffer, som senere kan ligge til grund for at gennemføre trin 4 på en ensartet måde, og så det er muligt at vurdere forskellige håndteringsalternativers evne til at eliminere skadelige stoffer.

De involverede "eksperter" var de delta-



Figur 2. En mulig fremtidig struktur af separatloakerede kloakoplande (F: forsinkelse; R: rensning). I regnvandssystemet håndteres regnvandet så vidt muligt lokalt, og det mest forurenede regnvand renses enten lokalt eller ved udløbet. I spildevandssystemet er der indført separat rensning af industrispildevand og kontinuert overvågning af kvaliteten.

gende forskere fra en række europæiske lande med hver deres baggrund. Ved et første møde præsenterede alle en liste over stoffer, som de anså for repræsentative for regnafstrømning (som input til CHIAT's trin 1). Ved et andet møde blev der fokuseret på at gruppere stofferne (efter trin 3) med henblik på at afkorte listen så meget så muligt uden dog at overse noget relevant. Ved et tredje og afsluttende møde blev der opnået enighed om en liste med 25 udvalgte vandkvalitetsparametre/stoffer, på baggrund af arbejdet ved de foregående møder samt ved at skele til relevante nationale og Europæiske regler og måleprogrammer. Der blev set bort fra forbudte og udfasede stoffer, og politisk "varme" stoffer blev taget op ved en rundbordsdiskussion.

Det understreges, at CHIAT metoden udmærket kan benyttes til andre problemstillinger end netop regnvandshåndtering. Den er allerede anvendt til opstilling af fokuslister i forbindelse med håndtering af spildevandsslam samt til at identificere "fremtidige pro-

blemstoffer" for vandmiljøet omkring Malmö og Stockholm. I sådanne tilfælde tilpasses processen naturligvis efter aftale med de lokale interessenter.

25 fokusstoffer med relation til regnvand

Den endelige liste (Tabel 1) indeholder 6 basale vandkvalitetsparametre, 7 metaller, 3 PAH'er, 4 herbicider og 5 andre miljøfremmede organiske stoffer /6/. De basale vandkvalitetsparametre og 6 ud af 7 metaller har i større eller mindre grad været inkluderet i måleprogrammer og effektstudier gennem de sidste mange år, hvorfor vi ikke vil uddybe yderligere, men platin er medtaget som en repræsentativ indikator for forurening fra bilers katalysatorer.

Gruppen af PAH'er indeholder mere end 50 stoffer. I praksis fokuseres der ofte på summen af 16 PAH'er inkluderet i almindeligt tilgængelige analysepakker, men hér blev 3 indikatorstoffer udvalgt for at repræsentere PAH'er med varierende antal ringe og sorptionsegenskaber, som er relevante for både

vand og fast fase.

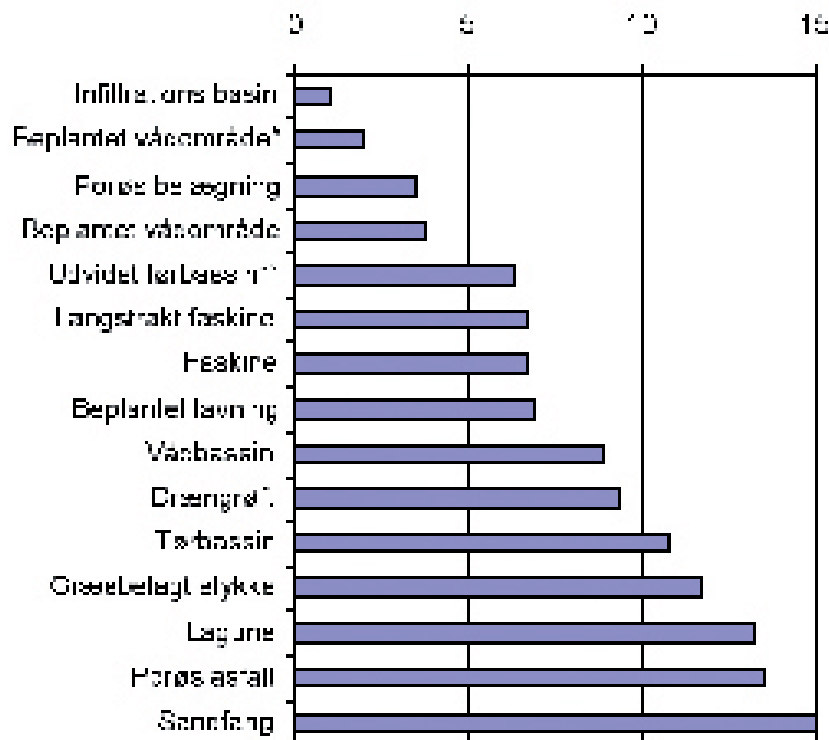
Tre herbicider blev udvalgt bl.a. på baggrund af europæiske produktionsstatistikker og fordi de blev vurderet potentielt farlige i både vand og fast fase, men glyphosate blev specifikt inkluderet, fordi det er medtaget i mange monitoringsprogrammer som f.eks. det danske NOVANA. De 5 øvrige xenobiotiske organiske stoffer (PCP, PCB-28, DEHP, NPEO og MTBE) blev udvalgt som indikatorer for forskellige andre stofgrupper. Yderligere detaljeret information om de enkelte stoffer, herunder om deres iboende fysisk-kemiske egenskaber og hvorvidt de figurerer som prioriterede stoffer i forskellige internationale klassificeringer, kan findes på www.er.dtu.dk/daywater.

Der er mange velkendte stoffer på listen præsenteret i tabel 1, men der er også nogle stoffer, som endnu ikke er observeret i regnafstrømning fra befæstede overflader (pendimethalin og phenmedipharm) og som ikke er observeret i våd- og tørdeposition (platin, pendimethalin, phenmedipharm og glyphosate, NPEO), og flere som ikke hidtil har indgået ved vurdering af håndteringsstrategier, formentlig fordi ingen har tænkt på det eller fordi der ikke har været tilstrækkelige data til rådighed.

Hvad kan listen bruges til?

Den fokuserede liste over regnvandsrelevante forureningsparametre/stoffer er først og fremmest beregnet på at gennemføre kvantitative farligheds- og problemvurderinger og sammenligne forskellige håndteringsstrategier, hvilket illustreres med to eksempler.

Det første eksempel er klassisk: Regnvand udledes direkte til en recipient, og man er interesseret i at sammenligne koncentrationen af forureningsstoffer i udledningen med f.eks. en grænseværdi for udledningen eller et vandkvalitetskriterium men henblik på at vurdere, om det er nødvendigt at etablere et forsinkelsesbassin med et efterfølgende rensetrin som vist på figur 2. I princippet lyder det simpelt, men i praksis vanskelig-gøres undersøgelsen af, at målte koncentrationer kan variere med flere dekader fra hændelse til hændelse og fra opland til opland. Faktisk viser det sig, at selv i et tilfælde hvor man f.eks. råder over gode målinger af tungmetaller i afstrømningen og en kalibreret model, kan den årlige forureningsbelastning ikke forudsiges med større sikkerhed end $\pm 50\%$ /7/. Den store variation af koncentrationerne fra hændelse til hændelse betyder



Figur 3. Eksempel på rangordning af forskellige håndteringsmuligheder's evne til at begrænse udledning af de 25 forureningsparametre/stoffer til overfladevand. Fra /8/. *: Underjordisk afstrømning, **: Tillader op til 24 timers opmagasinering.

endvidere, at PEC/PNEC vurderingen ikke er fuldstændig uden tilknyttede kriterier, der forholder sig til eksponeringstiden og definerer hvor mange procent af hændelserne, kriteriet skal være opfyldt for. Vigtigheden af dette er dog mindre, hvis der PEC/PNEC vurderingen gennemføres udenfor en defineret initialfortyndingszone.

I det andet eksempel foreligger der et overordnet krav om reduktion af forureningsbelastningen, mens der er flere alternative håndteringsmuligheder med store forskelle i funktionelt princip, økonomi og mulig begrænsning af udledningen af fokusstoffer. Her kommer modellerne til sin ret, idet en relativ sammenligning af to strategier i sagens natur er væsentlig mere sikker end en beregnet stofkoncentration, og fordi de relative sammenligninger kan laves uden lokalt input om stofkoncentrationer. Relative sammenligninger kan endda laves uden egentlige modeller og uden skelen til stofkoncentrationer overhovedet. Figur 3 viser resultatet af en sådan sammenligning baseret på en multikriterie vurdering, hvor der er taget højde for de forskellige håndteringsalternativers mulighed for at tilbageholde eller nedbryde de enkelte stoffer ved hjælp af en række specifikke processer (sedimentation, sorption, nedbrydning, filtrering, planteoptag, fordampning og fotolyse), som er afhængige af stoffernes ibo-

ende fysisk-kemiske egenskaber /8/. Figuren viser et gennemsnit for alle de relevante parametre/stoffer i tabel 1, hvilket naturligvis dækker over forskelle. Det er dog værd at bemærke, at det har været muligt at vurdere skæbnen selv for herbiciderne og de øvrige organiske stoffer, hvor der kun findes et meget sparsomt datamateriale fra feltobservationer. Sammenligningen i figur 3 fokuserer udelukkende på at reducere udledningen til overfladevand, hvilket naturligvis er hovedårsagen til, at infiltrationsbassiner (et bassin med afdræning gennem en græsbeltet bund) falder mest positivt ud. Rækkefølgen mellem de forskellige håndteringsmuligheder vil formentlig blive helt anderledes, hvis der også blev fokuseret på infiltration til grundvandet.

Udfordringer i forbindelse med Vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet udpeger en liste over 33 prioriterede stoffer, hvis indhold i udledning skal stoppes helt eller nedbringes til "acceptable niveauer" inden 2015. For nylig har den Europæiske Kommission desuden foreslået at supplere listen med yderligere 8 stoffer, og fremlagt forslag til vandkvalitetskriterier for alle stofferne, hvoraf mange findes i regnafstrømning fra befæstede overflader /9/.

Listen over stoffer i tabel 1 er et bud på en fokuseret og relevant stofliste specifikt

målrettet problemstillingen med afledning af regnvand. Listen indeholder 19 specifikke forureningsstoffer, hvoraf de 10 ikke optræder på Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer. Det drejer sig om metallerne krom, kobber, platin og zink, alle de 4 udvalgte herbicider samt PCB 28 og MTBE. Der er naturligvis grund til at revurdere listen i tabel 1, når vandkvalitetskriterierne er vedtaget. Sammenligningen understreger dog, at det kan være nødvendigt at supplere Vandrammedirektivets krav med yderligere stoffer, når man fokuserer på en specifik problemstilling, og CHIAT metoden har vist sig at være en fremkommelig metode i denne sammenhæng.

Der er som vist i boks 1 i princippet kun 3 muligheder for håndtering af forurening forbundet med regnbetinget afstrømning. Den traditionelle løsning er etablering af forsinkelsesbassiner til udjævning af afstrømningen og tilbageholdelse af sedimenter og den hermed forbundne forurening, men dette er sandsynligvis ikke nok til i alle tilfælde at rense ned til acceptable koncentrationsniveauer. Fremtiden kan derfor meget vel komme til at involvere både bassiner og avancerede filtreringsteknologier med håndtering af meget store mængder forurenet sediment og slam til følge. Der er derfor behov for seriøst at overveje potentialet i at begrænse forureningen ved kilden, f.eks. gennem at indføre alternative bygge-materialer og ændre på brugen af specifikke kemiske stoffer, der kan tilføres regnafstrømningen. Måske ligger fremtidens innovative løsninger i en kombination af forureningskontrol ved kilden med lokal håndtering af regnafstrømningen, hvilket også vil medvirke til at imødegå fremtidens anden store udfordring – de forventede øgede nedbørmængder pga. klimaforandringer.

Box 1.

Der er i princippet kun få muligheder for håndtering af forurening forbundet med regnbetinget afstrømning.

1. Begræns kilden til forurening
2. Reducer udledningen ved rensning og deponering
3. Udled på den mindst skadelige måde

Referencer

- /1/ Ledin, A., Aufarth, K., Boe-Hansen, R., Eriksson, E., Albrechtsen, H.-J., Baun, A. & Mikkelsen, P.S. (2004): Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer - Udepegning af relevante måleparametre. Miljøstyrelsen, København. Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning, 48 2004. pp. 1-120.
- /2/ Eriksson, E., Baun, A., Mikkelsen, P.S. & Ledin, A. (2005): Chemical hazard identification and assessment tool for evaluation of stormwater priority pollutants. *Water Science and Technology*, 51, (2), 47-55.
- /3/ Ledin, A., Eriksson, E., Baun, A., Aabling, T. & Mikkelsen, P.S. (2005): CHIAT - Chemical hazard identification and assessment tool - En metodik för utvärdering av kemiska risker i samband med hantering av dag- och avloppsvatten. VA-Forsk, Svenskt Vatten AB, Stockholm. VA-Forsk rapport, 2005-09.
- /4/ Baun, A., Eriksson, E., Ledin A. & Mikkelsen, P.S. (2006): A Methodology for Ranking and Hazard Identification of Xenobiotic Organic Compounds in Urban Stormwater. *The Science of the Total Environment* (under trykning).
- /5/ Eriksson, E., Mikkelsen, P.S., Baun, A. & Ledin, A. (2006): New stormwater priority pollutants: a comparison with international classifications, monitoring programmes and quality criteria. Manuskript indsendt til tidsskrift.
- /6/ Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Mikkelsen, P.S., Revitt, M. Noutsopoulos, K. & Ledin, A. (2006): Selected stormwater priority pollutants – a European perspective. Manuskript under forberedelse.
- /7/ Ahlman, S., Lindblom, E. & Mikkelsen, P.S. (2006): Uncertainty analysis of the substance flow model SEWSYS. Manuskript under forberedelse.
- /8/ Scholes, L., Revitt, D.M. & Ellis, J.B. (2005): Determination of numerical values for the assessment of BMPs. *DayWater deliverable No 5.4*. Middlesex University.
- /9/ European Commission (2006): Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC.
- PETER STEEN MIKKELSEN, civilingeniør (B), ph.d., arbejder med håndtering af vand i byer som lektor ved Institut for Miljø og Ressourcer på Danmarks Tekniske Universitet, Bygningstorvet, Bygning 115, 2800 Kgs. Lyngby, Email: psm@er.dtu.dk
- EVA ERIKSSON, kemiker, ph.d., er forskningsadjunkt og arbejder med problembaseret identifikation og stofstrømanalyse af kemiske stoffer samt miljørisikovurdering ved Institut for Miljø og Ressourcer på Danmarks Tekniske Universitet, Bygningstorvet, Bygning 115, 2800 Kgs. Lyngby, Email: eve@er.dtu.dk
- ANDERS BAUN, civilingeniør (K), ph.d., arbejder med risikovurdering af nanomaterialer samt økotoksikologi og miljørisikovurdering af kemiske stoffer som lektor ved Institut for Miljø og Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, Bygningstorvet, Bygning 115, 2800 Kgs. Lyngby, Email: anb@er.dtu.dk
- ANNA LEDIN, kemiker, ph.d., er docent indenfor analytisk og anvendt miljøkemi ved Institut for Miljø og Ressourcer på Danmarks Tekniske Universitet, Bygningstorvet, Bygning 115, 2800 Kgs. Lyngby, Email: anl@er.dtu.dk

Fosfor i regnvand fra separatkloakerede oplande

Hvert år tilføres søer og vandløb store mængder regnvand fra byer og veje. Denne artikel handler om det fosfor, som udledes via regnvandsbetingede udledninger, og hvilken betydning det har for recipienten. Hvor meget tilføres der? Hvor stor en del af den tilførte fosfor er tilgængelig for alger? Kan bundfældningsbassiner bruges til at fjerne fosfor i regnvand? Det er nogle af de spørgsmål, denne artikel vil forsøge at svare på.

SARA EGEMOSE
HENNING S. JENSEN
HANS ERIK JENSEN

I takt med, at udledningen af fosfor (P) fra spildevand er blevet kraftigt reduceret, får andre kilder en større betydning. En af disse kilder er regnvandsbetingede udledninger. Fosforbidraget fra regnvand til 20 intensivt overvågede søer er øget fra 4,2 % i 1989 til 9,2 % i 2004 /1/, men bidraget kan være endnu højere for bynære søer.

Regnvandsbetingede udledninger består af regnvand fra separatkloakerede oplande og overløb fra fælleskloakerede oplande. I danske byer er kloaksystemerne fordelt med ca. 50 % fælleskloakering og 50 % separatkloakering. Der udledes årligt 150-200 mio. m³ vand fra separatkloakerede oplande og overløb.

Regnvandsbetingede udledninger kan have flere skadelige effekter på recipienten. Det tilførte vand er ofte en vigtig del af vandbalancen for den pågældende recipient, men vandet tilføres ofte i voldsomme kortvarige hændelser med oversvømmelser og erosion til følge. Dette gælder især vandløb. Derudover kan vandet indeholde metaller og miljøfremmede stoffer, som kan have skadelige effekter, og endeligt tilføres kvælstof og fosfor, som kan føre til eutrofiering af recipienten. Tilførslen af næringsstoffer kan især være et problem for søer.

Undersøgelsen

Vi har undersøgt regnvandsbetingede udledninger til Nordborg Sø fra separatkloakerede oplande i Nordborg by på Als. Dette

område blev valgt til undersøgelsen, da den daværende Nordborg Kommune ønskede at reducere den eksterne P-tilførsel til Nordborg Sø, og da Sønderjyllands Amt i 2002 vurderede, at 28 % af søens fosforbelastning stammede fra regnvandsbetingede udledninger.

Udover at bestemme den totale mængde P i regnvandet ønskede vi at bestemme forholdet mellem opløst P (OP) og den P mængde, som er bundet til partikler (PP), for at klarlægge, om det var muligt at reducere fosformængden i vandet vha. bundfældningsbassiner inden udløbet til søen. Til dette formål blev synkehastigheden af partikler og fosfor bundet til partikler undersøgt. Et andet vigtigt aspekt var at undersøge, hvor stor en del af den tilførte fosfor, som var potentielt biotilgængelig. Potentielt biotilgængeligt fosfor defineres som opløst P og den mobile P-fraktion af partikulært P. Sidstnævnte bestemmes vha. en sekventiel kemisk ekstraktionsteknik, se boks 1.

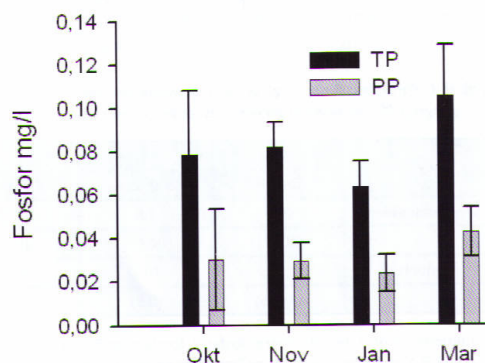
Undersøgelserne blev gennemført i vin-

teren 2004/2005 på 6 forskellige separatkloakerede oplande samt 8 landbrugsoplande, men resultaterne fra landbrugsoplande er kun medtaget her i mindre omfang.

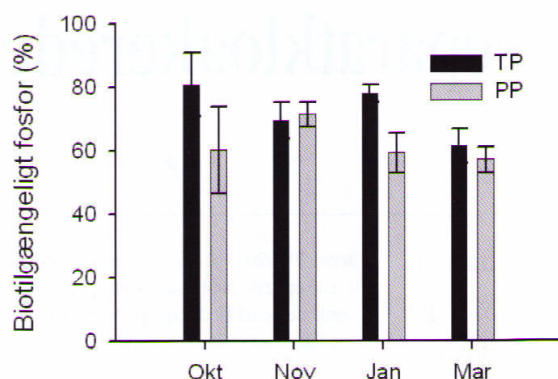
Mængde

De målinger, der findes af fosfor i regnvand, er stort set alle målt som total P (TP) koncentrationer i vandet. Indholdet af fosfor svinger meget både for det enkelte opland over tid, men også oplande imellem. I Danmark opererer man med et typetal for koncentrationen af TP i udledninger fra separatkloakerede oplande på 0,5 mg/l /3/. Dette er fundet på baggrund af analyser af regnvandsbetingede udledninger målt fra 1974-1981.

I denne undersøgelse foretaget igennem en vinterafstrømning fandt vi en koncentration på $0,082 \pm 0,019$ mg TP/l, hvoraf ca. en tredjedel var bundet til partikler ($33,8 \pm 10,0$ % PP), se figur 1. Denne koncentration af TP er meget lavere end typetallet. Det skyldes formentlig, at vores målinger alle er foretaget under en vinterafstrømning, hvor koncentrationen af fosfor øjensynligt er lavere end om sommeren. På en af de målte stationer havde Nordborg Kommune målt i sommerperioden forud for vores prøvetagning, og inddrages disse værdier, fås en gennemsnitskoncentration for den station på $0,254$ mg TP/l. I et regnvandsbetinget udløb til Ringe Sø er der fundet et årsgennemsnit på $0,182 \pm 0,128$ mg TP/l med langt de højeste værdier i sommerperioden /4/. Generelt er alle disse værdier dog langt lavere end typetallet på 0,5 mg/l. I en sammenligning foretaget i 1985 af danske un-



Figur 1. Mængden af total-P og partikulært P (mg/l) i regnvandsbetingede udledninger udregnet som en gennemsnitlig værdi af alle målte udledninger.



Figur 2. Andelen af biotilgængeligt fosfor i regnvandsbetingede udledninger for hhv. TP og PP angivet som %. Værdierne er gennemsnitlige værdier for alle målte udledninger.

dersøgelser blev det fundet, at indholdet af TP kunne svinge fra 0,11-0,9 mg/l, fordelt med ca. 50 % opløst P og 50 % partikulært P /5/. Ved måling på et enkelt separatloakeret område på Sjælland igennem et år var gennemsnitskoncentrationen 0,57 mg TP/l med en standardafvigelse på 0,67 mg/l /6/. Alle eksempler illustrerer, hvor store koncentrationsforskelle, der er både indenfor det samme område og områderne imellem.

Biotilgængelighed

Et er den totale mængde fosfor i de regnvandsbetingede udledninger, men hvor meget er potentielt biotilgængeligt? Resultaterne fra denne undersøgelse viser, at $72,2 \pm 6,0$ % af total-fosfor er biotilgængeligt, se figur 2. I denne undersøgelse har vi også undersøgt afstrømning fra landbrug og her er den tilsvarende værdi $77 \pm 3,3$ %. Uafhængigt af om vandet stammer fra separatloakering eller landbrug ses altså værdier for biotilgængelighed på omkring 75 % af den totale mængde tilførte fosfor.

Hvis man i stedet for at se på TP ser på PP, så er det tilsvarende tal $61,9 \pm 7,0$ % potentielt biotilgængeligt fosfor, se figur 2. Der findes ingen andre data for biotilgængeligt fosfor i regnvand fra Danmark og ganske få fra resten af verden. En amerikansk undersøgelse har

fundet en gennemsnitlig biotilgængelighed af PP på 30 % /7/, mens resultaterne fra en anden amerikansk undersøgelse viser et indhold af biotilgængeligt PP på 73 % under normalafstrømning, mens det falder til 19 % under store afstrømningshændelser /8/. I en undersøgelse udført på vandløb i DK ses værdier i intervallet 49-86 % /9/, hvilket er samme størrelsesorden som i denne undersøgelse.

Den potentielt biotilgængelige PP består af let adsorberet fosfor, jernbundet fosfor og organisk bundet fosfor (se tabel 1) og for separatloakerede udledninger vedkommende udgør jernbundet fosfor klart den største andel med ca. 35 %. Til sammenligning er i samme tabel vist tilsvarende resultater fra landbrugsafstrømning. Tendensen er den samme. Jernbundet fosfor udgør hovedparten af den biotilgængelige fosforpulje. Til gengæld er der 76 % biotilgængeligt PP i afstrømning fra landbrug, så de ikke-mobile fosforpuljer (fraktion 4-6) er mindre for partikler fra landbrug end for separatloakering.

Synkehastigheder

Hvis man sammenligner andelen af PP og biotilgængeligt fosfor, så er ca. 30 % af den biotilgængelige fosfor i regnvandsbetingede udledninger bundet til partikler, som potentielt kan tilbageholdes i bundfældningsbassiner

Boks 1. Biotilgængeligt fosfor

Biotilgængeligt fosfor defineres som den del af den totale fosformængde, som er potentielt tilgængelig for alger og bakterier i recipienten.

Biotilgængeligt TP = Biotilgængeligt OP + Biotilgængeligt PP

Biotilgængeligt OP er opløst uorganisk fosfor, mens biotilgængeligt PP defineres som den mobile PP-fraktion. Denne fraktion bestemmes vha. af en kemisk sekventiel ekstraktionsteknik /2/, hvor partiklernes indhold af fosfor opdeles i følgende fraktioner: let adsorberet fosfor, jernbundet fosfor, ekstraherbart organisk fosfor, fosfor bundet til aluminium og ler, kalciumbundet fosfor samt refraktært organisk fosfor.

Let adsorberet P, jernbundet P og ekstraherbart organisk P udgør den mobile P-fraktion.

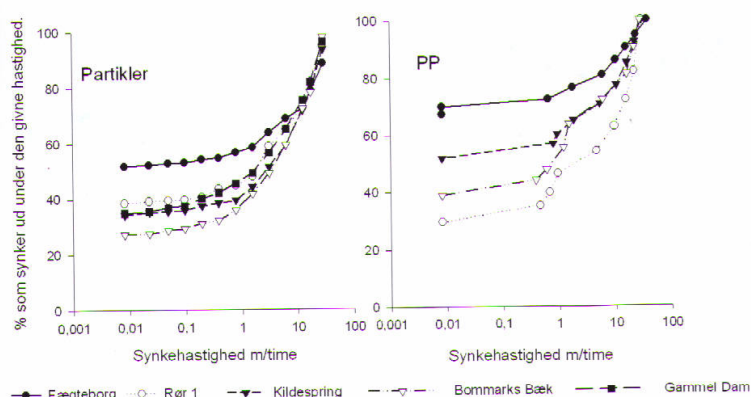
inden udledning til recipienten. Derfor har vi undersøgt synkehastigheden af hhv. partikler og partikulært bundet fosfor i en række udledninger både fra regnvandsbetingede udløb og landbrug. Der er 38-57 % af partiklerne, som synker langsommere end 1 m/time, se figur 3. Mht. synkehastigheden af PP er der større spredning. Der er 47-73 % af PP, som synker langsommere end 1 m/time. Rør 1, som er et 100 % regnvandsbetinget udløb, har den højeste synkehastighed. Det gælder dog både mht. partikler og PP, at der er en stor andel (> 28 %), som synker meget langsomt med hastigheder under 1 cm/time.

Den store andel PP med en lav synkehastighed stiller store krav til bundfældningsbassiner. Det er ikke nok bare at kunne fjerne de store partikler, da mange undersøgelser har vist, at det meste fosfor er bundet til de små partikler /10/ og synkehastigheden af PP er lav. Det kan blive nødvendigt at kombinere bundfældningsbassiner med en form for filteranlæg for at reducere indholdet af PP tilstræk-

Tabel 1. Partikulært fosfor i mg/l og den procentvise fordeling af P-fraktioner i partikler fra separatloakeret opland og landbrugsopland. Summen af fraktion 1-3 er biotilgængeligt PP. Værdierne er gennemsnitsværdier for hver type opland.

		1	2	3	4	5	6
	Total PP	% af total	% af total	% af total	% af total	% af total	% af total
Separatloakering	0,03	7,8	35,2	19,7	13,1	9,9	14,4
	(0,0131)	(0,6)	(3,3)	(2,8)	(1,7)	(1,1)	(1,5)
Landbrug	0,063	10,2	43,4	21,6	7,8	7,4	9,5
	(0,015)	(0,5)	(2,7)	(2,2)	(0,7)	(0,7)	(1,0)

P-fraktionerne er: 1: let adsorberet fosfat, 2: Jernbundet P, 3: ekstraherbart organisk P, 4: P bundet til aluminium og ler, 5: kalciumbundet P og 6: refraktært organisk P. Værdierne i parentes er "standard error of mean"



Figur 3. Synkehastigheden i meter/time for hhv. partiklerne og PP i 5 målte udlodninger. Rør 1 er 100 % regnvandsbetinget udlodning. Fægteborg er en blanding af separatloakering og landbrug, mens de resterende er udlodninger fra landbrug. Synkehastigheden er afbilledet på en logaritmisk x-akse. Y-aksen viser den procentdel af partikelindholdet eller partikulært fosfor (mg/l), som synker langsommere end den givne hastighed.

keligt. Den tidligere Nordborg Kommune har i 2006 etableret 2 bundfældningsbassiner med integrerede sandfiltre i tilløb til Nordborg Sø. Det ene bassin modtager vand fra et overvejende separatloakeret opland (se figur 4), mens det andet bassin er placeret i et opland, som primært består af landbrug.

En anden mulighed er en kombination af bassiner og kemisk fældning, evt. med aluminium /11/. Denne metode ville også reducere den store opløste biotilgængelige fosforfraktion.

Perspektivering

For bynære søer kan udlodninger fra regnvandsbetingede udløb være en meget vigtig fosforkilde. Disse undersøgelser viser dog en noget lavere fosforkoncentration i vandet end typetallet på 0,5 mg/l og antyder dermed, at man ved at anvende typetallet vil kunne

overvurdere fosfortilførslen med mere end 100 %. Men med en biotilgængelighed på 75 % er koncentrationer på 0,1-0,25 mg P/L stadig for høje, hvis man ønsker klarvandede tilstande i søerne. En mulighed er at reducere belastningen bl.a. vha. bundfældningsbassiner inden udløb til recipienten. Traditionelle regnvandsbassiner har oftest til formål at mindske den hydrauliske effekt på recipienten, men de kan også reducere indholdet af partikulært fosfor via sedimentation af partikler. Denne undersøgelse viser imidlertid, at synkehastigheden for partikulært fosfor er så lav, at bundfældningsbassiner enten skal have en meget lang opholdstid eller kombineres med andre rensefaciliteter som f.eks. sandfiltre eller vådområder for at være effektive nok til at fjerne biotilgængeligt fosfor. Selvom partikulært bundet P måske kun udgør 30 % af den biotilgængelige P, som tilføres søer,



Figur 4. Bundfældningsbassin med integreret sandfilter etableret i 2006 i opland til Nordborg Sø.

så kan fraktionen være mere vigtig, idet den vil tilbageholdes i søsedimentet og potentielt mobiliseres herfra næste sommer. I modsætning hertil vil en stor del af de opløste P-former, afhængig søens opholdstid, blive skyllet ud af søen i løbet af vinteren.

Referencer

- /1/ Lauridsen, T.L., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jepsen, E., Strzelczak, A. & Sortkær, L. (2005): Søer 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 553.
- /2/ Jensen, H.S. & Thamdrup, B. (1993): Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia* 253: 47-59
- /3/ Miljøstyrelsen (1990): Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4.
- /4/ Ringe Kommune (2005): TP-målinger fra regnbetinget udløb 2002/2003.
- /5/ Johansen, N.B. (1985): Discharge to receiving waters from sewer systems during rain. Ph.D. Thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.
- /6/ Kjølholt, J., Poll, K. & Jensen F.K. (1997) Miljøfremmede stoffer i overfladecafstrømning fra befæstede arealer – litteraturn gennemgang og konkrete undersøgelser. Miljøprojekt nr. 35, Miljøstyrelsen.
- /7/ Cowen, W.F. & Lee, G.F. (1976): Phosphorus availability in particulate materials transported by urban runoff. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 48(3):580-591.
- /8/ Ellison, M.E. & Brett, M.T. (2006): Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research* 40:1258-1268.
- /9/ Jensen, H.S., Bendixen, T. & Andersen, F.Ø. (2006): Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interface in a Danish estuary. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 6:547-555.
- /10/ Pacini, N. & Gächter, R. (1999): Speciation of riverine particulate phosphorus during rain events. *Biochemistry* 47:87-109.
- /11/ Pilgrim, K.M. & Brezonik, P.L. (2005): Treatment of lake inflows with alum for phosphorus removal. *Lake and Reserv. Manage.* Vol. 21(1):1-9.

SARA EGEMOSE (saega@biology.sdu.dk) er cand. scient. i biologi og Ph.D. studerende på Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

HENNING SKOVGAARD JENSEN (hsj@biology.sdu.dk) er lektor i miljøteknologi på Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

HANS ERIK JENSEN (heje@sonderborg.dk) er ingeniør. Var projektleder for Nordborg Sø projektet i den tidligere Nordborg Kommune. Nu ansat i Sønderborg Kommune, Naturgruppen.

Besparelser ved oprensning af regnvandsbassiner

Når to fagområder der normalt ikke arbejder sammen mødes, kan nye muligheder opstå. I dette tilfælde er det afløbsområdet og jord- og grundvandsområdet, der i samarbejde har udviklet et nyt koncept for oprensning af bl.a. regnvandsbassiner. Konceptet kan betyde store besparelser for bygherren.

KIM LORENTZEN &
BENNY NIELSEN

I årenes løb er der etableret en lang række regnvandsbassiner i tilknytning til bl.a. vej-anlæg og kloakering af byområder. Mange af disse bassiner er efterhånden groet delvist til, og det tilførte sand og andet materiale har betydet, at bassinernes hydrauliske og renssemæssige funktion er stærkt nedsat. Der

er derfor behov for, at disse bassiner renses op ved at fjerne aflejringer i form af sand og slam, så bassinernes nødvendige volumen genetableres og eventuelt udvides.

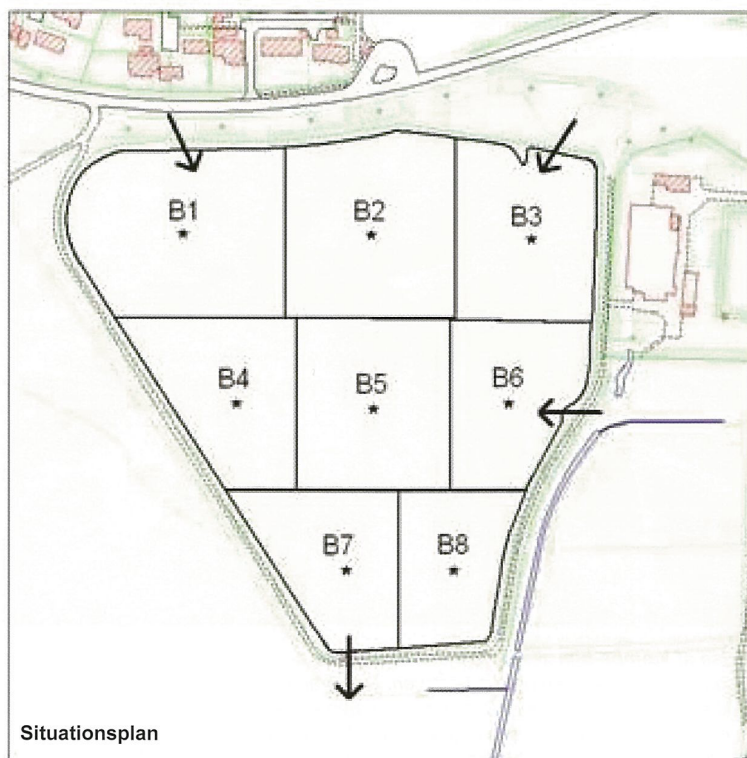
I det følgende præsenterer vi fremgangsmåde og metode med udgangspunkt i vores erfaringer med oprensning af tre mindre og et meget stort regnvandsbassin.

Fremgangsmåden

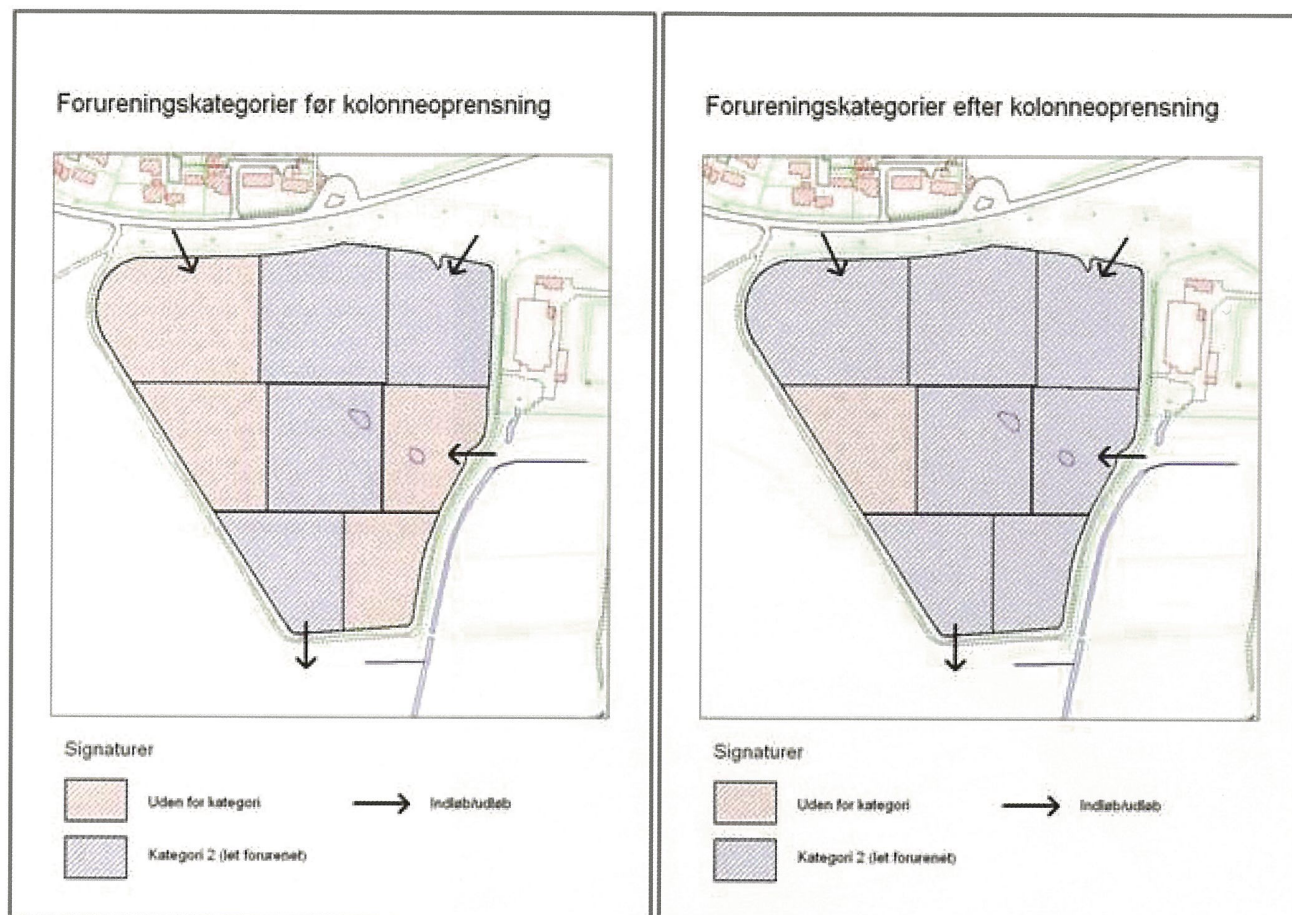
Første skridt er at fastlægge forskellen mellem bassinets nuværende og den projekterede/

kommende geometri/udformning. Med andre ord: Hvor stor er bassinets volumen i dag, og hvor stort skal det være? Forskellen mellem disse to størrelser udgør den mængde sand og slam, der skal fjernes.

Næste skridt er at fastslå, hvad der skal gøres ved det overskydende materiale? Vores erfaringer viser, at myndighederne vælger at håndtere det materiale, der skal bortskaffes, i henhold til bestemmelserne i jordforureningsloven. Derfor skal det overskydende materiale undersøges for indhold af miljøfrem-



Figur 1. Eksempel på prøvetagningspunkter i forbindelse med undersøgelser af et 70.000 m² bassin i Tranbjerg, Århus samt en prøvetagningsprofil gennem sedimentet.



Figur 2. Prøvetagningsfelter fra bassinet i Tranbjerg, hvor forureningskategorierne er angivet for henholdsvis den gamle og den nye analysemetode.

(Bemærkning til signatur: Kategori 2 = lettere forurenat jord og Uden for kategori = Kraftigere forurenat)

mede stoffer og evt. gennemgå en fysisk karakterisering, der fastlægger indholdet af vand, tørstof og evt. glødetab.

I praksis foregår det ved, at der laves en undersøgelse af sand/slamm, inden det opgraves, dvs. en forklassifikation i lighed med en forureningsundersøgelse. Indholdet af undersøgelsen afklares med myndighederne og de potentielle modtagere af det overskydende materiale. På den måde er der kendskab til materialets miljømæssige og fysiske karakteristika, inden det opgraves. Med det som grundlag kan der indhentes tilladelse til bortskaffelse eller genanvendelse og transport.

Ny analysemetode sorterer kulbrinter

Vores erfaringer viser, at de traditionelle analysemetoder med GC/FID påviser et noget større indhold af kulbrinter dvs. oliekomponenter end det reelle niveau. Dermed bliver det også unødvendigt dyrt at bortskaffe det overskydende materiale. Dette skyldes, at naturligt forekommende organiske stoffer (nedbrudte blade, græs og lignende) typisk giver "støj" ved traditionelt anvendte analysemetoder på denne type sediment, og derved

kan overestimere det reelle kulbrinteindhold (af mineraloliekomponenter) med op til 100 %. Den nye metode giver mulighed for at sortere de naturligt forekommende kulbrinter fra, så der kun er mineraloliekomponenterne tilbage. Dermed identificeres også det rigtige og meget lavere kulbrinteindhold. I praksis betyder det, at det sediment, der skal bortskaffes, kan klassificeres i en lavere forureningsklasse; typisk vil ca. halvdelen kunne indplaceres en klasse lavere (se figur 2). Omkostningerne til bortskaffelse bliver således også betydeligt lavere i vores eksempler i en størrelsesorden fra 60 kr./t til 250 kr./t. Forudsætningen herfor er naturligvis, at andre miljøparametre ikke indvirker negativt på indplacering i forureningsklasse og dermed på bortskaffelsesomkostningerne.

Afvanding inden bortskaffelsen

Det overskydende materiale kan have et stort indhold af vand. Det kan ofte være hensigtsmæssigt at fjerne en del af vandet ved dræning inden bortskaffelsen for at spare deponeringsomkostningerne for vandet. Valg af strategi skal naturligvis holdes op mod om-

kostningerne til dræning.

Mulighederne for bortskaffelse af det afvandede materiale skal undersøges og afklares. I lighed med bortskaffelse af forurenat/ lettere forurenat jord er der mange penge at spare, når man vælger den rigtige løsning.

Den praktiske udførelse

Det sidste skridt er planlægningen af den fysiske fjernelse af det overskydende materiale. Dette kan ofte være en udfordring, ikke kun fordi adgangsforholdene med større materiel kan være vanskelig, men også fordi entreprenøren løbende skal sikre optimal afdræning og lempning og samtidig håndtere tilført overfladevand under nedbør.

Store besparelser at hente

Vores erfaringer med metoden i forbindelse med oprensning af tre mindre og et meget stort bassin er, at dette koncept kan give besparelser på mellem 15 og 30 procent. Der har været tale om budgetter for hvert bassin på mellem ca. 1,5 og 8 millioner kr.

Ovenstående er eksempler på, hvad der kan komme ud af, at to fagområder, som nor-



malt ikke arbejder sammen, mødes om en problemstilling og tænker kreativt. Kravene i vandrammedirektivet og til regnvandsbassinerne funktion og tilstand gør, at der fremover helt givet bliver behov for mange af denne type oprensninger.

KIM LORENTZEN er uddannet ingeniør i 1989. Han har gennem årene arbejdet inden for vej- og kloakanlæg. Siden 1998 har Kim været ansat som projektleder i Århus Kommune, nu Århus Vand A/S. Mail: KLO@aarhusvand.dk

BENNY NIELSEN er uddannet ingeniør og har mere end 22 års erfaring fra miljøområdet. Han har gennem årene været projektleder på en lang række miljøtekniske opgaver. Benny er Regionschef i COWI A/S med ansvar for Vand og Miljø aktiviteterne i Midtjylland. Mail: byn@cowi.dk

Figur 3. Eksempel på afdrænet sediment klar til bortkørsel via etableret kørevej for maskiner og lastbiler.

Landskabsbaseret regnvandshåndtering i København

I Københavns fremtidige indsats mod kloakoverløb og klimaændringer satses på lokal håndtering af regnvand. Frem for at gøre kloakkerne større skal nedløbsrør og vejbrønde afkobles fra kloakken og regnvandet håndteres i byens landskab – såvel synligt over jorden, som usynligt under jorden. Københavns Energi anslår besparelspotentialt sammenlignet med konventionelle kloakudvidelser til 5 - 10 milliarder.

MARINA BERGEN JENSEN
ANTJE BACKHAUS
OLE FRYD
TORBEN DAM

Danske byer skal håndtere mere og mere nedbør. For siden 1870 er den årlige nedbør steget med cirka 100 mm til omkring 745 mm, sommerens regnskyl er blevet voldsommere – cirka 20 procent på kun 25 år, og byerne er vokset i omfang og blevet mindre "porøse" på grund af flere flisebelagte forhaver, flere P-pladser, m.v.

Når man kobler tage, veje og P-pladser i de belastede områder fra det eksisterende kloaksystem, er det et supplement eller alternativ til traditionel kloakering. Det sker ganske enkelt ved at dreje tagenes nedløbsrør og

blænde vejenes nedløbsbrønde, og i stedet sende vandet ud i terrænet (Figur 1). Metoden er simpel og bruges i udlandet, blandt andet i Malmø og Berlin (Figur 2).

Dimensioneret til oversvømmelser

Lokal nedsivning af regnvand er en robust og fleksibel form for klimatilpasning. Robust fordi de ekstreme regnskyl ("monsterregn"), ikke fører til farligt store oversvømmelser, men derimod små og dermed ukritiske oversvømmelser på tilpassede arealer fordelt over hele oplandet. Centraliserede kloaksystemer dimensioneres af økonomiske årsager til en sjælden gang i mellem at give oversvømmelser (opstuvninger til terræn). Typisk forventes en fælleskloak, der fører blandet regn og spildevand at giver opstuvninger til terræn én gang hvert 10 år, mens regnvandsledningen i et separatsystem, der kun fører

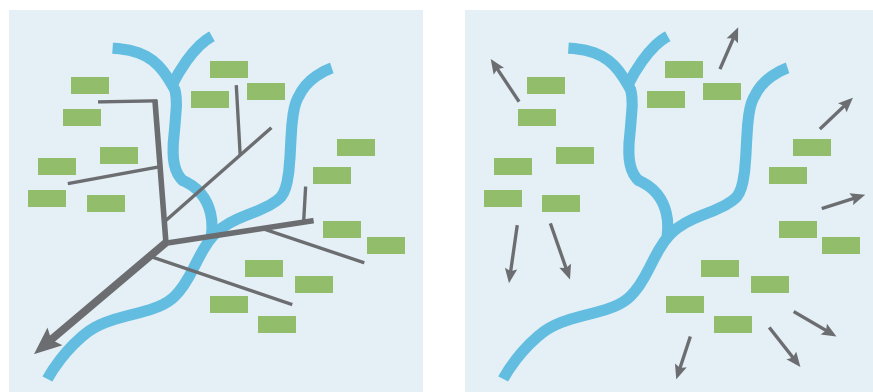
regnafstrømning, normalt dimensioneres til at stuve op på terrænet hvert 5. år. Så når Greve i 2007 blev ramt af 100 mm regn på tre timer, Hillerød i 2009 fik 100 mm på et døgn, og København¹ her i sommer udsattes for 80 mm på et par timer, er kloakkerne direkte dimensioneret til ikke at kunne tage vandet. Det betyder at selv med massive investeringer i kloaknettet skal byerne stadig være forberedt på store oversvømmelser.

Mere jævn investeringstakt

Landskabsbaseret klimatilpasning har større fleksibilitet, fordi afkoblingerne kan ske i takt med at klimaforandringerne viser sig, og behovet opstår. Dermed kan investeringerne spredes og toppen af problemerne skæres af simultant over hele byen. Omvendt kræver opgradering af kloaksystemer at en hel streng tages under behandling samlet, med en tilhørende stor investering på ét sted, og dermed begrænsede budgetmuligheder for at yde en indsats andre steder i samme periode. I Christchurch i New Zealand er der efterhånden en del erfaringer med landskabsbaseret regnvandshåndtering, og på den økonomiske side, kan man for det første konstatere, at investeringsmønsteret er blevet mere jævnt, og for det andet, hvilket er mindst lige så interessant, at frem for at tale om afskrivninger af anlæg taler man om opskrivninger. Det tilskrives, at de grønne løsninger skaber en mer-værdi for området, der stiger i takt med at anlæggene vokser til og bliver en integreret del af bybilledet (Simon Swaffield, personlig kommunikation).

Fælleskloakerede bydele

Tilpasning til voldsommere nedbør er vanskeligt i de ældste bydele. Her er byen tættest og spildevand fra bygningerne løber typisk i det samme kloakrør som også regnvandet sendes ned i (fælleskloak). Stort set hele København



Figur 1. Principskitse af kloakbaseret (til venstre) og landskabsbaseret (til højre) regnvandshåndtering. Spørgsmålet er i hvilken grad det kloakbaserede afvandingsparadigme, der er baseret på vidt forgrenede underjordiske rørsystemer, kan suppleres med landskabsbaserede løsninger, hvor regnvandet håndteres i terrænet.

¹ Se video af oversvømmelsen 14. august 2010: <http://www.youtube.com/watch?v=s5iACKWDAww>



Figur 2. Eksempler på elementer til landskabsbaseret regnvandshåndtering: a) trug (A. Backhaus), b) vådt bassin (M.B.Jensen), c) gennemsivelig belægning (www.eastcoast-green.info), d) ekstensivt grønt tag (A. Backhaus).

er fælleskloakeret (separatkloakering indført omkring 1990, f.eks. i Ørestad), mens øvrige danske byer har en nogenlunde lige fordeling af fælleskloakerede (bydele fra før ca. 1960) og separatkloakerede (bydele opført efter ca. 1960) områder. Når fælleskloakker i centrale bydele skaber oversvømmelser på terræn og kommer ind i bygninger opstår både et hygiejneproblem og et potentielt værditab, knyttet til de gener og skader oversvømmelserne forvolder. Mulighederne for fysisk at

løse problemerne – hvad enten det er med større kloakker eller landskabsbaserede afkoblinger – er samtidig stærkt udfordrende, fordi pladsen er trang og fordi der er mange interessenter at tage hensyn til (beboere, forretningsdrivende, trafikanter m.v.). I separatkloakerede områder er kapacitetsproblemerne typisk mindre, pladsforholdene bedre, og interessekonflikterne færre. Og det gælder i endnu højere grad ved byudvidelser og -omdannelse, hvor mulighederne for at

vælge bæredygtige og klimarobuste løsninger kun begrænses af fantasien, og – hvad der desværre er et reelt problem – manglende visioner hos myndigheder og bygherrer.

Kontrollerede kloakoverløb

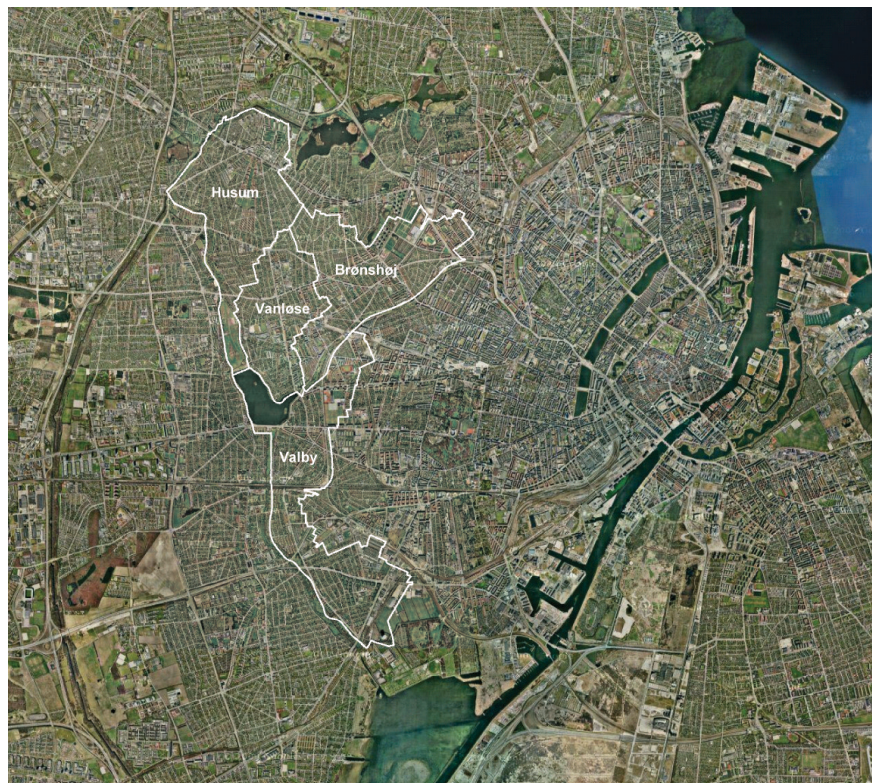
I tilfældet København er kloakkerne godt vedligeholdt; byens renseanlæg kører fint og episoder med kloakvand på terræn eller i kældere forekommer sjældent. Hovedstadens udfordringer kan derfor koges ned til at være to væsentlige. For det første er der ikke ledig kapacitet i systemerne til at håndtere de varslende ekstra 30 % nedbør frem til år 2100.

Kloaksystemet følger med andre ord med til nedbørsmønstret anno 2010, men kun lige netop. For det andet er der for mange af de såkaldte kontrollerede kloakoverløb, hvor blandet regn- og spildevand under kraftig regn sendes direkte og urensset i Harrestrup Å, der danner kommunegrænse mod vest. De kontrollerede kloakoverløb foregår via såkaldte bygværker, der er betonkonstruktioner, som skaber forbindelse mellem kloakken og vandløbet, og som aflaster et evt. overtryk i kloakken ved at lade vandet løbe ud i åen. Uden de kontrollerede overløb ville kommunen ikke kunne overholde servicekravet med opstuvning til terræn højst hvert 10. år. Kontrollerede kloakoverløb er naturligvis langt at foretrække frem for ukontrollerede, hvor kloakvandet kommer

Boks 1. København viser vejen

Københavns strategi for at øge kapaciteten til håndtering af regn- og spildevand er baseret på følgende tiltag, i prioriteret rækkefølge:

- 1) Intelligent spildevandshåndtering. Først skal den eksisterende kapacitet udnyttes maksimalt ved intelligent styring af vandstrømme og vandstande i det eksisterende kloaksystem. Dette baseres på lokale vejrradarer, sensorer til måling af vandstand i bassiner og strømningshastigheder i ledningsnettet, samt spjæld og pumper til at styre volumenerne i systemet med. Udfordringen er at få det store styrings-, regulerings- og overvågningssystem til at fungere korrekt.
- 2) Landskabsbaseret regnvandshåndtering. Dernæst skal mulighederne for at øge afvandingskapaciteten ved at bruge byens landskab til håndtering af regnafstrømningen udforskes. Mens man har 150 års erfaring med kloaksystemer, starter man fra scratch med de grønne metoder. Udfordringerne er knyttet til
 - a) afstrømningens kvantitet – hvor findes pladsen i det lokale landskab til de store mængder vand, uden at omdanne bydelene til fysiske bysumpe
 - b) afstrømningens kvalitet – hvordan sikres at den lokale regnvandshåndtering ikke skaber nye problemer ved f.eks. at nedsive forurenede vand til grundvandet eller eksponere borgerne for sundhedsskadeligt vand
 - c) organisering og implementering – hvordan skabes incitament til at de mange areal-ejere, kommunale forvaltninger og forsyningsselskabet reelt kobler regnvandet af fælleskloakken, og hvordan sikres at de lokale løsninger bliver gode og forsvarlige.
- 3) Konventionel udvidelse af kloaksystemet. Kun hvis den nødvendige afvandingskapacitet ikke kan opnås ved hjælp af 1) og 2) vil man igen ty til opførelsen af flere af de katedralstore overløbsbassiner, der ligger under Københavns torve og pladser, og som der i perioden 1990 til 2000 blev opført ca. et af hvert år, til 75 – 100 mio. kr. stykket.



Figur 3. Projektområde i den vestlige del af Københavns Kommune. Harrestrup Å, der tegner sig som en grøn strek umiddelbart vest for området, løber bag om Damhussøen og ud i Kalveboderne mod syd. Luftfoto © Google Earth.

op af kloakken på tilfældige steder i oplandet, men de udgør en alvorlig - og ifølge landets lovgivning også uacceptabel - belastning af vandmiljøet.

Så situationen i København er kort fortalt, at afvandingskapaciteten skal øges med 30 % og de kontrollerede kloakoverløb skal bringes markant ned. Københavns strategi for at imødekomme de to udfordringer består af tre dele nemlig intelligent spildevandshåndtering, landskabsbaseret regnvandshåndtering og konventionel udvidelse af kloaksystemet. Disse er nærmere beskrevet i Faktabox 1.

Skrivebordseksempel fra København

Forskningsprojektet 2BG, som er beskrevet i Faktabox 2, giver et første bud på mulighederne for landskabsbaseret regnvandshåndtering i København. Specifikt er der kigget på det problematiske opland langs Harrestrup Å, der udgør ca. 1/6 del af kommunens samlede areal, og som omfatter de tæt befolkede bydele Husum, Brønshøj, Vanløse og Valby (se Figur 3). Spildevand fra boliger og virksomheder herfra ledes via et stort og vidt forgrenet fælleskloak-system til Damhusåens Renseanlæg. Renseanlægget ligger ved Damhusåens udløb i Kalveboderne, der er farvandet mellem Sjælland og Amager syd for Sjællandsbroen (nordlige del af Køge Bugt).

Hovedledningerne i kloaksystemet løber parallelt med åen, og under kraftig regn løber en del af kloakvandet over i åen via overløbsbygværkerne, der ligger som ca. 20 grå betonklodser på strækningen fra Damhussøen til udløbet. Disse overløbsbygværker giver overløb op til 25 gange årligt. Det er en belastning for såvel åen som Kalveboderne. Hvis overløbene fra København, og fra nabokommunerne vest for åen, kan reduceres til nogle få per år, kan Kalveboderne sandsynligvis opnå badevandskvalitet stort set året rundt, og dermed kan københavnere få endnu en strand, oven i købet med den populære Valbyparken som nærmeste nabo. Desuden er vejen banet for at Harrestrup Å kan få sin oprindelige status som bynær biotop og rekreatiomsområde tilbage.

Den traditionelle løsning vil – som beskrevet ovenfor – være et antal store, underjordiske bassiner. Her kan man magasinere det overskydende regnvand og spildevand, ind til Damhusåens renseanlæg efter regnens ophør har plads til at tage det. For den københavnske del af Harrestrup Å forventes et overløbsbassin (dimensioneret til forventet nedbør 2100) at koste borgerne i omegnen af 400 millioner kroner. Spørgsmålet er hvordan det landskabsbaserede alternativ ser ud – teknisk og økonomisk.

Hvis overløbene fra det nuværende kloaksystem til Harrestrup Å skal komme ned på et rimeligt niveau (dvs. 1-2 overløb pr. bygværk pr. år), har Københavns Energi vurderet at regnvandet fra godt halvdelen af alle befæstede arealer, dvs. tage, veje og pladser, i Husum, Brønshøj, Vanløse og Valby skal kobles af.




Vurderingen af i hvilket omfang en så massiv afkobling kan lade sig gøre må i praksis nødvendigvis forløbe i en form for iterativ læreproces, hvor erfaringerne med implementering af den første planlagte strategi benyttes som input til næste strategi, hvor hvert loop afdækker en stump mere af potentialet. For afkoblingspotentialet afhænger af områdets biofysiske og aktørmæssige respons, og ingen af delene kan beskrives 100 % på forhånd. Hvor kraftigt responderer grundvandsspejlet på øget nedsivning? Hvor mange borgere vil reelt koble af – og under hvilke betingelser? Frem for kun at beskrive de forventede fysiske forhold har vi i 2BG-projektet forsøgt at simulere et første loop ved at skitsere en mulig løsning, der inddrager forventet aktørkompleksitet, og ud fra denne løsnings forventede respons på grundvandsspejlet har vi foreslået en strategi, der kunne tjene som ramme for første loop i den praktiske gennemførelse.

Ud fra fælles analyser af de stedsspecifikke betingelser knyttet til arealanvendelsen, udbredelsen af grøn struktur, terrænmæssige, hydrogeologiske og forureningsmæssige forhold, samt forventet administrativ kompleksitet (se Figur 4) er der skabt et overblik over



Figur 4. Vurdering af forventet kompleksitet forbundet med afkobling af forskellige typer befæstede arealer. Kompleksiteten er skønnet ud fra ejer-, plads- og forureningsforhold.

Tabel 1. Oversigt over områdestrategiernes bærende enkeltelementer.

	Områdetype A Blå/grønne parkveje	Områdetype B Transport af regnvand til grønne arealer langs recipienter	Områdetype C Promovering af nedsivning
			
Afvandingsstrategi og elementer	Visse gader udvælges til omdannelse til blå/grønne parkveje, beregnet til at modtage vand fra naboarealer, magasinere, fordampe, og til dels nedsive regnvandet. Mulig synergi med kvarterløft, cykelstier, generel begrovnning m.v.	Afstrømningen fra områder, der naturligt skræner mod grønne områder med åbne vandsystemer, ledes via gaden, eller langs baghaveskel. Mulighed for forsinkelse, rensning og nedsivning inden udledning til det grønne område. Mulig synergi med trafikregulering og gadebegrovnning (langs vejene), og stiforløb og bedre bynatur (langs skel i baghaven).	Regnvand håndteres på det enkelte areal i samarbejde med den private grundejer (privatparceller, virksomheder, institutioner). Elementer som grønne tage, vadier, regnbæde, trug og infiltration gennem plæner tages i brug. Mulig synergi med havekunst, leg og læring, terapi, sport, m.v. alt efter ejerens interesse.

fysiske og aktørmæssige betingelser. Den største binding er grundvandsforholdene, idet Valby og dele af Vanløse ligger så lavt, at selv en mindre forøgelse af nedsivningen, ifølge den udarbejdede grundvandsmodel, medfører vand på eller nær terræn store dele af året. Disse betingelser er så sammenholdt med mulighederne for at skabe merværdi af regnvandshåndteringen. Ved at gennemgå byens fremtidsvisioner, som de kommer til udtryk i Kommuneplan 2009, er de visioner, der potentielt kan fremmes ved hjælp af den landskabsbaserede regnvandshåndtering identificeret. Det drejer sig f.eks. om på bydelsniveau at sammentænke blå og grønne strukturer, herunder nye stiforbindelser for fodgængere og cyklister, at fremme en generel grønne by, herunder lommeparker, at styrke identitet og orientering i svagt kodede byområder. I et videre perspektiv kan landskabsbaserede løsninger måske fremme vandføringen i Harrestrup Å, forbedre vandkvaliteten i Københavns Indre Søer, reducere behovet for import af grundvand via øget grundvandsdannelse og regnvandsopsamling, fremme biodiversiteten og bynaturen, og øge trafikssikkerheden, herunder sikre skoleveje. På lokalplanniveau er der oplagte synergimuligheder med planlagte områdefornyelser, renovering af kommunale skoler og idrætsanlæg, og byomdannelser (se figur 5). Ved at sammenholde de fysiske muligheder med synergimulighederne er der foreslået et design over temaet ”koblede afkoblinger”, hvor de

enkelte elementer til regnvandshåndteringen, der alle dimensioneres til 5 års regnen, sikres en fornuftig håndtering af ekstremregn, (oversvømmelses-håndtering, også kaldet Plan B) via forbundne overløbsveje. Strukturen herfor er baseret på de naturlige afstrømningsveje i byen, afsløret ved hjælp af digitale højdekort, der i en computermodel oversvømmes med en ekstrem regn.

Som vist i Figur 6 er der identificeret fire forskellige arealtypen (A, B, C, D), der foreslås behandlet efter hver sin strategi.

Tre strategier

I Tabel 1 er elementerne for realisering af de tre landskabsbaserede strategier, dvs. A, B og C områderne, indikeret. For alle strategier gælder at håndteringen altid bør foregå via vegetationsdækkede elementer såsom grønne tage, regnbæde, infiltrationsplæner, trug og



Figur 5. Landskabsbaseret regnvandshåndtering kan understøtte andre funktioner i byen. Eksempler på synergi, bl.a. leg og læring (M.B. Jensen).

vadier (se artikel af Cederkvist m.fl. i samme nummer). Disse løsninger fremmer fordampning, og mindsker dermed bekymringen for forsumpning af områderne ved lang tids nedsivning. De jordbaserede løsninger har samtidig gode renssegenskaber (se artikel andet steds om filterjord og dobbeltporøs filtrering) og giver dermed en sikkerhed mod grundvandsforurening, også selv om der ”kun” er tale om regnvand fra tage. Ud fra de gennemførte analyser vurderes det, at afkoblinger kan levere en betragtelig, men sandsynligvis ikke fuldt tilstrækkelig forøgelse af afvandingskapaciteten. Dermed kan landskabsbaserede løsninger ikke stå alene, men markant reducere behovet for konventionelle løsninger. Vejen frem er snørklet, men spændende, blandt andet fordi værdien af synergimulighederne kan overraske positivt.

”Gode” udfordringer

Mulighederne for at få klimatilpasning til at gå hånd i hånd med grønnere og mere bæredygtige byer er som vist for hovedstaden således talrige og forholdsvis uproblematisk, hvis der sættes på lokal håndtering af regnvandet. Det er teknisk enkelt at tænke håndtering af regnafstrømningen ind i den private have og på etagebyggeriernes grønne områder. Med kreativitet og gode tværgående samarbejder blandt aktørerne, kan det også lade sig gøre på bydels- og byniveau. Der ligger betydelige teknisk-fysiske udfordringer omkring sikring af kvaliteten af det vand, der nedsives, så grundvandet ikke forurenes. Regnvand fra især veje er beskidt og kræver grundig rensning før det nedsives. Vand fra tage er typisk betydeligt renere, men alene baggrundsforureningen kan for nogle stoffers vedkommende ikke overholde kvalitetskrav til grundvand udtrykt i Vandrammedirektiv. En anden stor teknisk-fysisk udfordring er, at forhindre at grundvandsspejlet stiger til kritiske niveauer, dvs. over terræn. Der bør derfor etableres nogle boringer, så ændringer i grundvandsstanden kan registreres, og således at strategien i tilfælde af for høje niveauer kan drejes mere i retning af øget fordampning.

Blå Bølge Danmark

Kommuner og forsyningsselskaber opfordres til at udforske mulighederne i de landskabsbaserede løsninger på samme måde som i eksemplet fra Harrestrup Å. Vi vinder som nation, hvis vi kan sikre koordineret vidende-



Figur 6. Strategi for afkoblinger i det vestlige København. Områdetype A kobler landskabsbaseret regnvandshåndtering til realiseringen af grønne forbindelser i København. Områdetype B udnytter terrænfald til overfladeafstrømning mod større grønne områder. Områdetype C angiver prioriterede nedsivningsarealer. Indenfor områdetype D ledes regnvand til kloak, evt. i kombination med anlæg til fordampning og forsinkelse af regnvandsafstrømningen.

Boks 2. www.2BG.dk

2BG er akronym for det 5-årige (2007-2011) danske forsknings- og udviklingsprojekt Black, Blue & Green – Integrated infrastructure planning as key to sustainable urban water systems, der fokuserer på håndtering af regnvand ved forsinkelse, nedsivning og fordampning i byens landskab. Projektet er et samarbejde mellem KU, DTU, AU, DHI, Alectia, Grontmij, Odense Vandselskab, Odense Kommune, Århus Kommune, Greve Kommune, Københavns Energi, Københavns Kommune, Vejdirektoratet, DANVA og Dansk Byplanlaboratorium.

Målet er at støtte beslutningsprocesser omkring landskabsbaseret afvanding som alternativ eller supplement til konventionel kloakbaseret afvanding. De forventede slutprodukter er værktøjer til planlægning, dimensionering og kommunikation omkring landskabsbaseret afvanding. I 2009 gennemførte de otte tilknyttede PhD-studerende et fælles case-studium af mulighederne for ved hjælp af landskabsbaseret regnvandshåndtering at begrænse problemerne med kloakoverløb fra kloakkerne i det vestlige København til Harrestrup Å. Undervejs afholdt PhD-studerende og vejledere et antal workshops hvor også Københavns Kommune og Københavns Energi deltog.

PhD-studerende (med vejledere) er: Ole Fryd & Antje Backhaus, KU-LIFE (Torben Dam, Marina Bergen Jensen), Jan Jeppesen, Aarhus Universitet, (Steen Christensen), Maria Bergman, DTU (Philip Binning, Peter Steen Mikkelsen, Ole Mark), Simon Toft Ingvertsen, KU-LIFE (Jakob Magid, Marina Bergen Jensen), Heidi Birch, DTU (Hans Chr. Holten Lützhøft, Peter Steen Mikkelsen), Toke Panduro, KU-LIFE (Bo Jellesmark Thorsen, Marina Bergen Jensen), Chiara Fratini, DTU (Morten Elle, Peter Steen Mikkelsen, Marina Bergen Jensen).

ling, skabe gode innovationsrammer, og sammen optimere løsninger. Alle aktører vil gerne vide hvad anlæggene koster i etablering og drift, hvor effektive de er, hvordan der opnås synergi med andre formål, osv. Hvis det lykkes danske byer at tilpasse sig til mere regn ved at håndtere regnvandet lokalt og i synergi med andre byformål, vil Danmark fremstå som et eksempel til inspiration. Denne position vil blive stærkere, jo mere styr vi har på regnvandets kvalitet og ændringerne i grundvandsspejlet, og jo mere visionært vi formår at koble løsningerne til den øvrige byudvikling.

Attraktive byer, hvor der er styr på klimaændringerne og rigeligt med rent ferskvand, er en stor mangelvare globalt set, og løsningerne inden for dette felt har et stort eksportpotentiale. Hvordan denne opgave løses, arbejdes der i øjeblikket med i regi af det strategiske partnerskab Vand i Byer (www.vandibyer.dk).

Reference

Artiklen er baseret på 2BG arbejdsrapporten Koblede afkoblinger, der findes på dansk og engelsk på www.2BG.dk under output.

MARINA BERGEN JENSEN, mbj@life.ku.dk, hortonom, Ph.D., Seniorforsker ved Skov & Landskab.

ANTJE BACKHAUS, abac@life.ku.dk, landskabsforvalter, Ph.D.-studerende ved Skov & Landskab.

OLE FRYD, ofr@life.ku.dk, byplanlægger, Ph.D.-studerende ved Skov & Landskab.

TORBEN DAM, toda@life.ku.dk, landskabsarkitekt, lektor ved Skov & Landskab.

Alle Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Et værktøj til hydrologisk modellering af LAR

Indførelse af LAR (Lokal afledning af regnvand) som erstatning for kloakbaseret afledning medfører ændringer i det urbane vandkredsløb; regnvand unddrages kloakkerne og håndteres ved nedsivning, fordampning, forsinkelse eller forbrug. Hydrologisk modellering af LAR er et stærkt redskab til at optimere en LAR-strategi mht. forskellige målsætninger, f.eks. at eliminere risikoen for oversvømmelser på kort tidsskala og stigninger i grundvandsspejlet på lang tidsskala.

JAN JEPPESEN
STEEN CHRISTENSEN

Klimaet ændrer sig i retning af flere og større regnhændelser, hvor kloakkerne ikke har kapacitet nok til at afdræne byen hurtigt nok. Resultatet er oversvømmelser af veje, kældre, vej-tunneler m.m. Lokal afledning af regnvand (LAR) nævnes ofte som en attraktiv klimatilpasningsstrategi frem for traditionel kloakbaseret afvanding, blandt andet fordi LAR udover at kunne imødegå oversvømmelser også kan bidrage til rekreative grønne områder i byen. En analyse af mulighederne for at anvende LAR i forskellige bydele er imidlertid kompleks og kræver input fra flere fagdiscipliner - ikke mindst fra hydrologi.

LAR og hydrologi

LAR er baseret på nedsivning, fordampning, forsinkelse og/eller forbrug. Kun ved nedsivning er det som udgangspunkt muligt at afskære regnvandet 100 % fra kloakkerne. Mulighederne for at fordampe regnvand begrænser sig derimod reelt kun til sommerhalvåret, så fordampningsbaserede LAR-elementer skal muliggøre nedsivning eller forsinkelse før afledning til kloak. Ellers vil de ikke fungere om vinteren.

Udgangspunktet for at vurdere mulighederne for effektivt at reducere tilstrømningen af regnvand til kloakkerne er dermed en vurdering af nedsivningsmulighederne. Mulighederne for at nedsive regnvand er begrænset af afstanden til det øvre grundvandsspejl, som

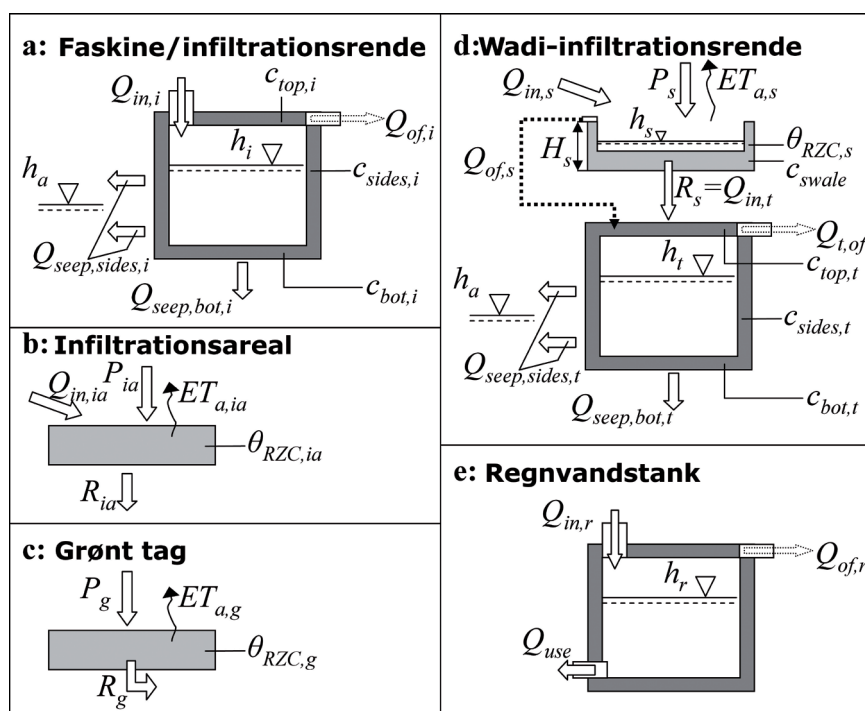
kan variere betydeligt i en by afhængig af årstiden, de terrænnære hydrogeologiske forhold, topografiske forhold og afstanden til kysten. En problematisk stigning af grundvandsspejlet kan være en konsekvens, hvis mængden af nedsivet regnvand overstiger de terrænnære jordlags evne til at bortlede vandet. Det kan medføre problemer med indsivning til kældre, skader på bygningsfundamenter, mobilisering af forurening, m.m. Udelades de hydrologiske overvejelser i planlægningen af en LAR-strategi kan resultatet i værste fald være fatalt, f. eks. hvis massiv nedsivning påbegyndes i et uegnet byområde og

forårsager et ødelæggende terrænnært grundvandsspejl. Det er derfor vigtigt at forstå byens vandkredsløb, før man bestemmer sig for at indføre en bestemt LAR-strategi.

Et nyt værktøj til modellering

I forbindelse med et ph.d.-projekt (jf. faktaboks) er der udviklet en urban vandkredsløbsmodel, der kan bruges til at simulere vandkredsløbet i en by før og efter implementering af LAR. Modellen simulerer alle væsentlige vandstrømme i byen relateret til rodzonen, grundvand, vandløb, regnafstrømning, vandforsyning, kloakker og LAR. Følgende LAR-elementer simuleres: infiltrationsrende/faskine, infiltrationsareal, grønt tag, wadi-infiltrationsrende og regnvandstank, jf. figur 1 for konceptuelle principskitser.

Modellen har fokus på interaktionen mellem grundvand og nedsivningsbaserede LAR-typer og kan simulere en faskine, hvor afledningseffektiviteten kan være påvirket af et højtliggende grundvandsspejl. Dette fokus er begrundet i de lerede hydrogeologiske jordlag, der generelt findes under mange byer øst for Hovedopholdslinjen (grænsen for det



Figur 1. Konceptuelle principskitser for modellerede LAR-typer.

maksimalt isfremstød under sidste istid - løber fra Bovbjerg i Vestjylland over Viborg-egnen til Padborg ved grænsen til Tyskland). De lerede jordlag betinger ofte et terrænnært øvre grundvandsspejl, hvorved mulighederne for at nedsive regnvand er begrænsede og ofte sæsonafhængige med de bedste muligheder om sommeren.

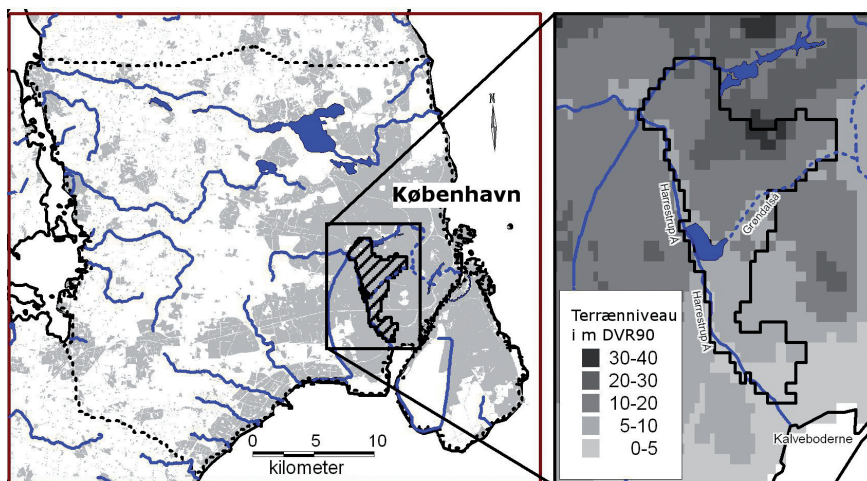
Modellen simulerer LAR-elementerne på kort tidsskala (minutskala), hvilket giver mulighed for at analysere effekten af de forskellige LAR-elementer for enkelt-hændelser. Disse resultater kan med fordel gives videre til en afløbsmodel, hvilket muliggør en analyse af de kortvarige hydrauliske konsekvenser på afløbssystemet ved at anvende en bestemt LAR-strategi. Herved kan det belyses om der opnås den ønskede effekt på flaskehalsproblemer under udvalgte regnhændelser.

Modellen kan endvidere simulere de langvarige hydrologiske konsekvenser af at anvende en bestemt LAR-strategi. Dette kan eksempelvis tjene til kvantificering af bæredygtig nedsivning af regnvand, som ikke vil forårsage en grundvandsstigning til terræn.

Demonstration af værktøjet

Modellen er demonstreret på den vestlige del af København (figur 2, 15 km²) i et fælles 2BG-studie (www.2bg.dk), hvor formålet var at analysere mulighederne for at anvende LAR til at minimere antallet af overløb til Harrestrup Å. Analysen blev gennemført ved at integrere ph.d.-studerende indenfor forskellige fagdiscipliner: byplanlægning, hydrologi, vandkvalitet, landskabsarkitektur, økonomi, m.m. Udgangspunktet for analysen var at regnafstrømningen fra 60 % af de befæstede arealer skulle afkobles fælles-kloakkerne og i stedet ledes til forskellige LAR-elementer. (Ved 60 % afkobling vurderer Københavns Energi, at fremtidige kloakoverløb til Harrestrup Å vil blive reduceret til 1 pr. år).

Modelleringen af vandkredsløbet blev udført i tæt samarbejde med en byplanlægger. Byplanlæggeren udfærdigede en LAR-strategi for oplandet med en specifik vægt på nedsiv-



Figur 2. Oversigt over 2BG-case området (15 km²) i den vestlige del af København. (Den venstre del af figuren viser, at den hydrologiske model uden LAR dækker hele Storkøbenhavn, dvs. 976 km².)

ning, fordampning og forsinkelse. Denne strategi blev efterfølgende testet i den hydrologiske model og primært evalueret med hensyn til risikoen for at forårsage en uacceptabel grundvandsstigning som følge af for megen nedsivning. Test-resultatet blev returneret til byplanlæggeren, som udfærdigede en ny LAR-strategi for oplandet. Denne iterative procedure fortsatte indtil målsætningerne omkring tilbageholdelse af regnvand og acceptable påvirkninger af det øvre grundvandsspejl blev opfyldt.

Figur 3 viser resultater omkring tilbageholdelsesevnen af faskiner henholdsvis wadi-infiltrationsrender for en indledende LAR-strategi, der er baseret på megen nedsivning af regnvand. Figuren illustrerer de to LAR-typers effektivitet i 10 minutters-hændelser med forskellige intensitet med periodevis højststående grundvandsspejl. Tilbageholdelsesevnen er defineret som $100 \times (1 - \text{overløb} / \text{indløb}) \%$. Er tilbageholdelsesevnen 100 %, er der således ingen overløb i den pågældende hændelse; er tilbageholdelsesevnen 0 %, er overløbet på niveau med indløbet; mens en tilbageholdelsesevne på mindre end 0 % indikerer, at overløbet er større end indløbet.

Figur 3a viser et middel resultatet for alle faskiner i oplandet. Faskinerne er i modellen forsynet med et overløb til eksisterende

kloak. Faskinerne blev som udgangspunkt dimensioneret på baggrund af en gentagelsesperiode for overløb på T=5 år og en antagelse om, at grundvandsspejlet ikke influerer på faskinernes effektivitet. Grundet megen nedsivning af regnvand forårsagede det betragtede LAR-scenarium imidlertid en stigning af det øvre grundvandsspejl til faskine-niveauerne, hvilket ses at resultere i langt hyppigere overløb end hvert femte år. Den ringeste tilbageholdelsesevne optræder om vinteren, hvilket harmonerer med, at det øvre grundvandsspejl står højt og influerer på faskine-effektiviteten.

Figur 3b viser et middel resultatet for alle wadi-infiltrationsrender i oplandet. Wadi-infiltrationsrenderne er i modellen forsynet med et overløb til eksisterende kloak. Som faskinerne blev wadierne som udgangspunkt dimensioneret til kun at løbe over hvert femte år. Som i tilfældet med faskinerne ses det terrænnære grundvandsspejl at medføre langt hyppigere overløb, især om vinteren. I forhold til faskinerne ses wadierne imidlertid at have en betydelig større tilbageholdelsesevne under de store hændelser. Det skyldes wadiens evne til at opmagasinere regnvand, jf. figur 1d.

Konsekvensen af den indledende LAR-strategi, der danner grundlag for resultaterne på figur 3, er en uacceptabel stigning af grundvandsspejlet til nær terræn, hvilket kan medføre problemer med indsivning til kældre, skader på bygningsfundamenter, mobilisering af forurening, m.m. Modellen blev derfor efterfølgende anvendt til at estimere bæredygtig nedsivning af regnvand i forskellige dele af oplandet, som ikke forårsager en grundvandsstigning til terræn.

Et eksempel på bæredygtig nedsivning i

Faktaboks

Ph.d.-afhandlingen omhandler udviklingen og demonstrationen af en integreret urban hydrologisk model. Modellen blev udviklet med henblik på at kvantificere det urbane vandkredsløb og simulere konsekvenserne af at anvende lokal afledning af regnvand (LAR) frem for kloakbaseret afledning. Modellen er demonstreret på Københavnsområdet. Ph.d.-studiet foregik på Geologisk Institut, Aarhus Universitet (www.geo.au.dk), under vejledning af lektor Steen Christensen og som en del af forskningsprojektet 2BG (www.2bg.dk).

Brønshøj ses på figur 4. Figuren viser den simulerede øvre grundvandsstand for tre LAR-strategier, som vægter nedsivning forskelligt. Fig. 4 viser, at grundvandsspejlet uden nedsivning af regnvand varierer mellem 2,5 og 7,5 meter under terræn for perioden 1991-2003. Ved megen nedsivning af regnvand ville grundvandsspejlet stige 2-3 meter og i hyppige tilfælde være så højt, at effektiviteten af områdets faskiner reduceres (jf. resultaterne vist på fig. 3a-b). Ved middel nedsivning af regnvand ses grundvandsspejlet kun i sjældne tilfælde at være beliggende i niveauer svarende til faskinen (i vintrene 1994 og 1995), hvilket i det konkrete tilfælde vurderes som acceptabelt. Denne situation svarer til, at ca. 30 % af regnafstrømningen i Brønshøj-området nedsives.

For resten af oplandet indikerede modellen, at ingen eller kun ubetydelig nedsivning af regnvand er mulig på grund af det terrænnære grundvandsspejl. Her må anvendelsen af LAR i stedet være baseret på fordampning, forsinkelse og forbrug.

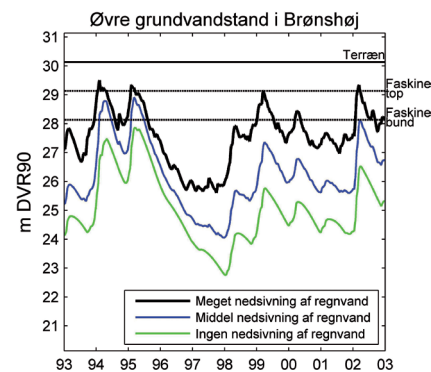
Generelle anbefalinger

Udgangspunktet for at vurdere mulighederne for effektivt at reducere tilstrømningen af regnvand til kloakkerne er en vurdering af nedsivningsmulighederne. I danske byer vest

for Hovedopholdslinjen kan nedsivningsmulighederne være gunstige på grund af forholdsvis sandede terrænnære jordlag.

I mange danske byer øst for Hovedopholdslinjen er nedsivningsmulighederne begrænsede på grund af forholdsvis lerede terrænnære jordlag. Hydrologiske modelstudier over København har vist, at der kan være en betydelig årlig variation i nedsivningsmulighederne med de bedste muligheder om sommeren, hvor afstanden til det øvre grundvandsspejl er størst. Om vinteren vil det højtliggende øvre grundvandsspejl betyde, at nedsivningselementerne ofte vil være ineffektive. I forhold til den traditionelle faskine, som tilledes regnvand hele året, anbefales det i Østdanmark at overveje alternative nedsivningsløsninger, som kun modtager regnvand om sommeren. Dermed imødekommes også behovet for at håndtere flere og kraftigere regnhændelser om sommeren, som forventes at være en konsekvens af fremtidige klimaændringer. En anden konsekvens af fremtidige klimaændringer kan være et forhøjet grundvandsspejl om vinteren, som følge af mere vinternedbør. Uanset om regnvand nedsives eller ej, kan der således alligevel opstå problemer med et terrænnært grundvandsspejl.

Derved vil behovet for at afdræne terrænnært



Figur 4. Resultater af simuleret øvre grundvandsstand ved Brønshøj i LAR-scenarier med forskellig vægt på nedsivning. På figuren er også vist terrænniveau og top- og bundniveauet af faskinen.

grundvand vokse i de danske byer. I den forbindelse anbefales det at overveje kombinerede løsninger for LAR og LAG (Lokal Afledning af Grundvand), sådan at løsningen både kan aflede regnvand om sommeren og grundvand om vinteren. Et eksempel på en sådan kombineret LAR/LAG-løsning er wadi-infiltrationsrenden (figur 1d), som vil være en god løsning til både at aflede regnvand og dræne terrænnært grundvand (figur 3b).

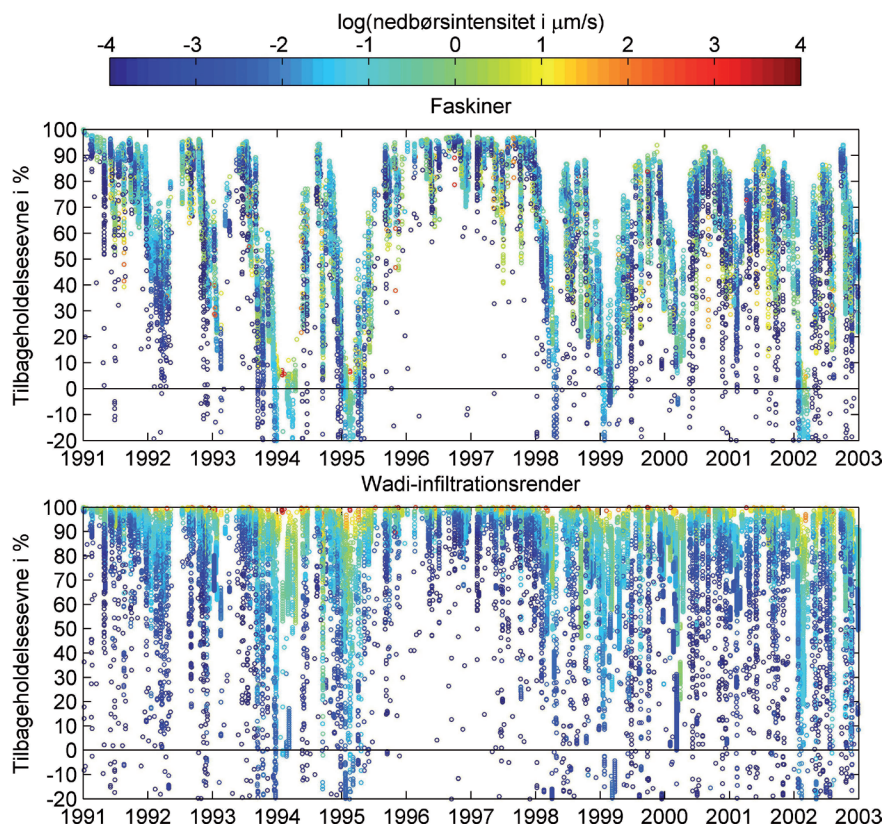
Sammenfatning

LAR vil blive et tema i fremtidens byer, når regnvandet skal afledes effektivt og bæredygtigt. Der findes mange typer af LAR, som er baseret på forskellig vægt af nedsivning, fordampning, forsinkelse og forbrug. Det er imidlertid nødvendigt at gennemføre hydrologiske analyser for at sikre de bedste løsninger for afledning af regnvand (og grundvand) i specifikke bydele.

Den nye hydrologiske model kan med fordel fungere som et planlægningsværktøj for klimatilpasningen af afløbssystemet i forskellige bydele og give svar på, hvor LAR vil være en bedre løsning end opdimensionering af kloakker og bassiner. Hvis LAR udpeges som den foretrukne løsning, kan modellen give svar på, hvilken LAR-strategi (og evt. LAG-strategi) der bør sættes på mht. nedsivning, fordampning, forsinkelse og forbrug.

JAN JEPPESEN gennemførte i perioden 2007-2010 et phd-studie indenfor urban hydrologi med fokus på LAR på Geologisk Institut, Århus Universitet. Han arbejder i dag i Alectia og hovedsageligt med integreret hydrologisk modellering. jaje@alectia.com.

STEEN CHRISTENSEN er ansat som lektor på Geologisk Institut, Århus Universitet siden 1998. Han forsker og underviser hovedsageligt indenfor hydrologi og grundvand. sc@geo.au.dk.



Figur 3. Tilbageholdelsesevnen af faskiner henholdsvis wadi-infiltrationsrender for et indledende LAR-scenarium baseret på megen nedsivning af regnvand. Nedbørsintensiteten er vist på farveskalaen. Beregningerne er baseret på 10 minutters regnhændelser for perioden 1991-2003.

Håndtering af regnvand i Roskilde

Klimafordringerne udfordrer os på mange måder. For os i byerne er det især regnvandshåndteringen og dermed kloakområdet, som er i fokus. I nærværende artikel berettes om, hvordan vi i Roskilde Forsyning forsøger at håndtere problematikken på forskellige måder.

SIGNE GUDIKNEN

Klimafordringerne udfordrer os inden for et ual af områder. Et af de områder hvor det er meget synligt, både pga. en massiv mediedækning, men også fordi det berører de fleste af os på en eller anden måde - er kloakområdet. Kloakkerne, der plejer at lede regnvand væk næsten ligeså hurtigt som det falder, er kommet på overarbejde, fordi de ekstreme regnhændelser er blevet hyppigere og voldsomere. Ifølge DMI's prognoser forventes der som følge af klimaforandringer en stigning i vinternedbøren på 18-43 % og et fald i sommernedbøren på 7-15 % /1/. Den nedbør, der falder i sommermånederne vil dog falde med en højere intensitet. Vi får altså mere ekstrem regn! I Roskilde Kommune har ekstrem regn i sommerperioden udfordret kloaksystemet meget de seneste år.

Den øgede hyppighed af ekstreme regnhændelser har tvunget os til i højere grad at fokusere på vores regnvandshåndtering. Hvordan skal vi håndtere de større og mere intense regnvandsmængder der afstrømmer fra veje, tage og andre befæstede overflader? Skal vi bygge vores traditionelle regnvandssystemer, dvs. rørene, større eller skal vi finde alternative metoder at håndtere vores regnvand på? Der er rigtig mange kommuner og forsyninger, der stiller sig netop disse spørgsmål i øjeblikket.

I Roskilde Forsyning forsøger vi at håndtere problematikken på flere måder. Klimatilpasningen håndteres forskelligt alt efter om der er tale om klimatilpasning i områder, der står overfor kloakering eller områder med eksisterende kloak.

Klimatilpasning i kloakerede områder

Klimatilpasningen af den eksisterende kloak i Roskilde foregår på to fronter.

Store kloakker

De største og mest vitale kloakledninger – hovedkloaksystemet - er underlagt en styrerestrategi, som i al sin enkelthed går ud på at friholde det for den ekstra nedbør, som er relateret til klimaforandringer og byfortætning, se figur 1. Dette gøres ved at fastlægge afløbstal for samtlige tilsluttede oplande til hovedkloaksystemet. Det fastsatte afløbstal udtrykker, hvor meget, der må afledes fra oplandene.

Afløbstaten skal fastholdes selvom øget befæstelse og klimaforandringer i oplandene medfører, at der afstrømmer mere vand. Dette ekstra vand skal håndteres lokalt i de enkelte oplande ved etablering af bassiner, nedsivning eller lign. Denne strategi friholder i vid udstrækning hovedkloaksystemet for mere regn og dermed reduceres behovet for opdimensionering. Strategien er valgt, for så vidt muligt at undgå en meget dyr opdimensionering af de største kloakledninger og for at sikre, at den mest vitale del af vores kloaksystem altid er funktionsdygtigt.

Mindre kloakker

I forhold til klimatilpasning skubber strategien for hovedkloaksystemet "problemet" ud til de mindre kloakker i de enkelte oplande, hvor regnvandet afstrømmer fra. Klimatilpasningen skal dermed så vidt muligt håndteres lokalt der, hvor behovet for den opstår. Strategien læner sig op af "forureneren betaler princippet", hvilket synes rimeligt i forhold til, at klimatilpasning må betragtes som en samfundsopgave og ikke noget en kloakforsyning kan løse alene.

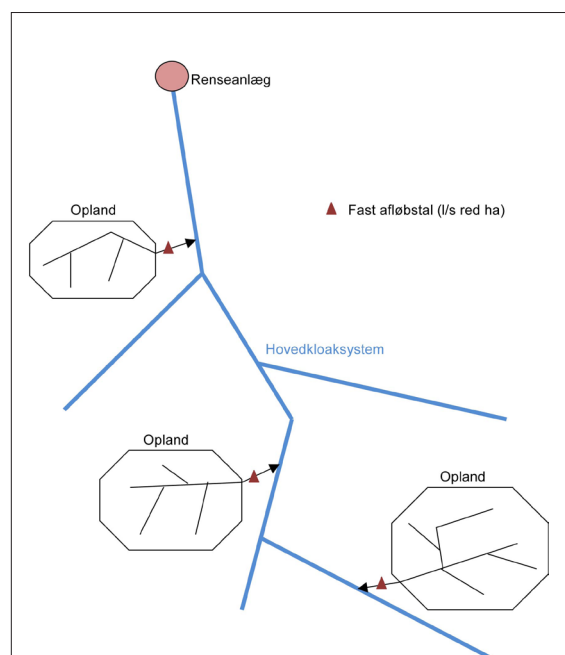
I oplandene til hovedkloaksystemet kan klimatilpasningen udføres ved forskellige tiltag, som vil skulle udarbejdes i et samarbejde mellem borgere, kloakforsyningen og de kommunaltekniske afdelinger. Ofte vil løsninger bestå af bassin anlæg etableret af kloakforsyningen, men løsninger vil variere fra område til område og afhænge af hvilke muligheder, der er i området. Byens tæthed og jordbundens egnet til nedsivning vil eksempelvis udstikke nogle af rammerne for, hvad der er muligt i et område.

Klimasikringen af den eksisterende kloak skal af økonomiske årsager ske i takt med renoveringsbehovet af kloaksystemet og de erfaringer vi drager – både vejrmæssigt og anlægsmæssigt. Ovenstående strategi for klimasikring er derfor dynamisk og vil blive revideret løbende.

Klimatilpasning ved nyanlæg af kloakker

Byområder der er under etablering giver modsat gamle eksisterende bydele mulighed for, at regnvandshåndteringen i højere grad kan tænkes ind i bybilledet. Der er derfor i større udstrækning mulighed for at arbejde med alternative måder at håndtere regnvand på.

I Roskilde er der som i så mange andre byer et ønske om at få mere miljø i byen –



Figur 1. Principskitse af styrestrategi for hovedkloaksystemet.

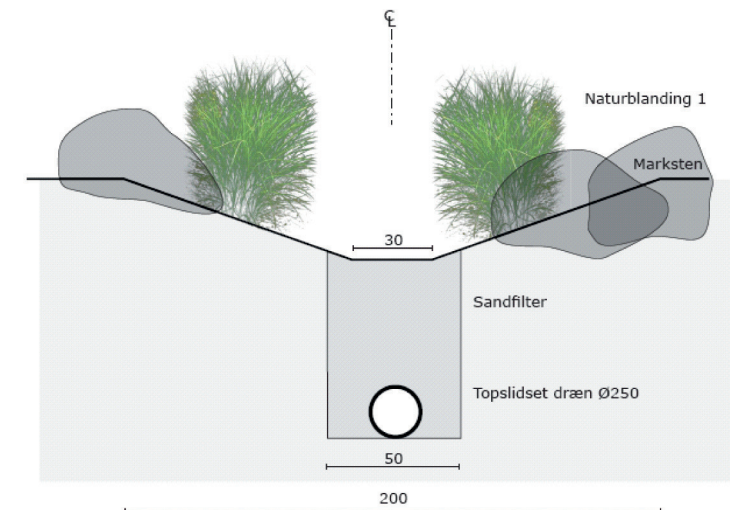
Boks 1. Fordele ved et åbent regnvandssystem:

- Kan uden, at det behøver at skæmme terrænet indeholde meget store mængder regnvand.
- Kan etableres rekreativt på mange forskellige måder og bibringe et område stor rekreativ værdi
- Kan, hvis det bidrager med rekreative værdier, medvirke til, at regnvand bliver et mere acceptabelt element i byen og ikke bare er noget, der hurtigt muligt skal gemmes væk i rør under jorden. Dette er positivt set i lyset af, at ekstrem regn ligegyldigt hvilket system det afledes i vil være synligt i en periode.
- De fleste mennesker finder vand i byen meget attraktivt, hvorfor et åbent rekreativt regnvandssystem ikke kun vil kunne forbedre menneskers levevilkår, men også potentielt vil kunne forhøje huspriserne.
- Gør vandet mere tilgængeligt for planter og dyr og vil forbedre deres levevilkår i byen.
- Åbne vandflader kan bidrage med en afkølende effekt i sommervarmen.
- Et system med permeabel bund tilnærmer sig et naturligt kredsløb for regnvand i højere grad end et lukket regnvandssystem i rør, hvilket alt andet lige må ses som en miljømæssig fordel, dog afhængig af vandets forureningsgrad.
- Kan være billigere at etablere end et lukket system i rør.

det vil sige grønne områder og synligt vand. Samtidig er der meget fokus på klimaforandringer og de udfordringer det giver mht. afledning af regnvand. Dette har givet os nye vinkler på regnvandshåndteringen. Vi er derfor begyndt at etablere regnvandssystemer, som er anderledes end den traditionelle rørlægning – nemlig åbne regnvandssystemer. I det efterfølgende gennemgås to eksempler på dette.

Trekroner Øst

I den østlige del af Roskilde By er Roskilde Forsyning begyndt at etablere et åbent rekreativt regnvandssystem i takt med byg-



Figur 2. Skitse der viser udformningen af de åbne render i Trekroner Øst. Renden er tilsået med græs i bunden

gemodningen af bydelen – Trekroner Øst. Regnvandssystemet skal dække 9 boligområder på i alt ca. 100 ha.

Princippet om det åbne regnvandssystem er fastlagt i lokalplanen for området. I lokalplanen indgår bestemmelser om arealreservation til render, kanaler og bassiner samt bestemmelser om terrænets udformning, så overfladisk afstrømning muliggøres. Lokalplanens fastlæggelse af terrænets udformning tager også højde for, at evt. oversvømmelser fra det åbne regnvandssystem vil blive ledt derhen, hvor de gør mindst skade dvs. til grønne områder og veje.

Størstedelen af regnvandssystemet anlægges som render i græs med underliggende sandfilter og dræn, se figur 2 og 3. Dette sikrer en vis rensning og tilbageholdelse af regnvandet. Langs vejen etableres små trug som samler vejvandet og leder det videre til græs-

renderne.

Hovedstrukturen i regnvandssystemet anlægges og drives af kloakforsyningen. De åbne render inde i boligområdet etableres som et privat anlæg af Roskilde Kommune i forbindelse med byggemodningen og efterfølgende lægges driften over til grundejerforeningen i området. De enkelte grundejere udformer og anlægger selv åbne render til regnvand på deres grunde. Roskilde Kommune rådgiver og inspirerer til dette via brochurer o.l., men der er frit valg til udformningen.

Det er valgt at privatisere størstedelen af regnvandssystemet, bl.a. fordi det ønskes at give grundejerne ejerskab og ansvar for regnvandshåndteringen i området. Et åbent regnvandssystem er sårbart overfor skrald, blade, byggematerialer osv. Idet grundejerne selv skal betale for vedligeholdelsen af regnvandsrenderne forventes det, at evt. problemer



Figur 3. De steder hvor terrænet hælder mere end 25 promille etableres små vandtrapper for at modvirke at bunden af kanalen eroderes.

med skrald i renderne bliver mindre, og at anlægget får det udtryk som grundejerne ønsker. Regnvandssystemet bidrager til en forskønnelse af området og der er derfor en vis rimelighed i, at grundejerne der nyder godt af dette også bidrager til vedligeholdelsen.

Størstedelen af regnvandssystemet er tørt, når det ikke regner. Kun på en mindre strækning løber der en konstant vandstrøm, som stammer fra dræn i området. Denne strækning er derfor også den mest vedligeholdelsestunge, idet vandtilførslen sikrer en konstant opblomstring af diverse plantearter. Permanent synligt vand er rekreativt og attraktivt, men den ekstra vedligeholdelse der er behov for i sådan et system skal tages med i betragtningerne før etablering.

Regnvandssystemet er klimasikret, så det kan indeholde de aktuelle vandmængder efter meget store regnskyl. I praksis har det vist sig meget robust overfor ekstremregn.

Økonomi

Det åbne regnvandssystem i Trekroner Øst, som primært består af græsrender, har været ca. 25 % billigere at etablere end hvis systemet var anlagt i rør. Derudover er mængden af regnvand, der afstrømmer fra systemet og videre til recipienten væsentlig mindre og af bedre kvalitet, da græsrenderne bidrager til omsætning og tilbageholdelse af flere stofgrupper.

Udgifterne til vedligehold af et åbent system er større end til et traditionelt system i rør. I Trekroner Øst er den græsbelagte del af regnvandssystemet placeret i grønne områder mellem boligerne. Vedligeholdelsen af denne del af systemet vil derfor indgå som en del af vedligeholdelsen af de grønne områder og vil derfor kun give anledning til en forholdsvis begrænset merudgift til vedligeholdet. Den del af det åbne system, der er placeret i små trug langs vejene, indgår som en del af vejens vedligehold. Det er fortrinsvis kloakforsyningen, der får en mærkbar merudgift til vedligehold af den åbne hovedstruktur.

Musicon

I den sydlige ende af Roskilde By er der igangsat byudvikling på en ca. 25 ha stor grund, som tidligere har været drevet som betonvarefabrik. Området er p.t. dækket af åbne grusarealer, veje, gamle lagerbygninger m.v., men skal fremover indeholde erhverv, boliger, rockmuseum, restauranter m.v. samt være samlingssted for forskellige kreative events.

Boks 2. Ulemper ved et åbent regnvandssystem:

- Regnvand der afstrømmer fra tage og veje indeholder tungmetaller og miljøfremmede stoffer, hvilket kan give anledning til overvejelser om, hvorvidt det er hygiejnisk forsvarligt at gøre regnvandet "tilgængeligt" i et åbent regnvandssystem.
- Kan være anlægsøkonomisk tungt, hvis der er "dyre ønsker" til udseendet af systemet.
- Er dyrere at vedligeholde end et lukket system i rør, idet det er mere udsat for blade, skrald, tilvoksninger m.v. og ikke i samme grad kan etableres selvrensende som et rørsystem, hvor et tilstrækkeligt fald på ledningen vil sikre, at den renses sig selv.
- Tager mere plads og fratager dermed byen for arealer, der kunne være dækket af veje eller bygninger i stedet.
- Stiller store krav til planlægningsfasen før etablering. Da regnvand i meget vid udstrækning kun løber nedad er det bindende nødvendigt, at terrænet falder den rigtige vej, og at det i lokalplanlægningen også sikres, at der er plads til regnvandet.

Roskilde Forsyning etablerer i samarbejde med Roskilde Kommune et åbent regnvandssystem i området. Et regnvandssystem, der modsat det grønne anlæg i Trekroner Øst, skal have et mere urbant udtryk. Regnvandskanaler og render vil blive udformet, så de passer ind i det omkringliggende bymiljø og dermed skifte karakter alt efter, hvor man er i området.

Regnvandssystemet vil, udover at transportere regnvand og bidrage med rekreative værdier i området, også kunne benyttes til forskellige aktiviteter. Udvalgte dele af regnvandssystemet etableres med fast bund i asfalt og med varierende bredder, så kanal-

erne i tørvejr vil kunne fungere som aktivitetsområde for skatere, boldspil m.v.. Et åbent regnvandssystem kan fylde meget i et eksisterende byområde (figur 4). Derfor er det på Musicon tilstræbt, at det areal som regnvandssystemet dækker også kan benyttes til andre formål. På den måde bliver regnvandssystemet en vigtig og attraktiv del af bymiljøet og ikke bare et teknisk anlæg, der fratager byen areal.

I områdets sydlige ende etableres et tredelt regnvandsbassin. Bassinet vil kunne rumme ca. 24.000 m³ vand. I tørvejr er det kun den første del af bassinet ca. 1.000 m³ der er vandfyldt – den resterende del er tør. Den del af



Figur 4. Musicon området i Roskilde med angivelse af det fremtidige hovedkanalsystem og bassin til afledning af regnvand. Mellem de kommende og eksisterende bebyggelser etableres regnvandsrender, der skal aflede til hovedkanalsystemet og bassinet.

bassinet der i tørvejr ikke indeholder vand består af hhv. et engområde og et område der er asfaltbelagt, se figur 5. Engområdet skal være til glæde for dem, der ønsker at lufte hund, spise madpakke m.v. i et grønt område, og den asfaltbelagte del kan benyttes af dem, der ønsker at spille bold, skate el. lign. Bassinet har derfor ligesom kanalerne også en funktion i tørvejr.

Denne multifunktion af et regnvandssystem kan gøre det lettere at få det indpasset i en by, hvor hver m² ønskes anvendt til by-

mæssige formål.

Fordele og ulemper

Et åbent regnvandssystem kan være en god løsning til regnvandshåndtering i områder, hvor det ønskes at få miljø og rekreativitet ind i byen. Og i forhold til de erfaringer vi indtil videre har høstet i Roskilde, er det også meget fordelagtigt i forhold til håndtering af ekstremregn, se Boks 1.

Der er selvfølgelig både fordele og ulemper som skal belyses, før det beslutes at etablere

et åbent regnvandssystem, se Boks 1 og Boks 2. Om det er fordelene eller ulemperne, der er flest af, vil variere fra område til område.

Reference

/1/ DMI – Danmarks meteorologiske institut. Gengivet efter: <http://www.klimatilpasning.dk/da-DK/service/Klima/KlimaaendringeriDanmark/Sider/Forside.aspx>.

SIGNE GUDIKSEN, civilingeniør i miljøteknik er ansat i Roskilde Forsyning A/S og arbejder med regn- og spildevandsplanlægning. Signeg@rosforsyning.dk. Roskilde Forsyning, Betonvej 12, 4000 Roskilde.

Naturindholdet i regnvandsbassiner

Det er velkendt, at nyanlagte småvande hurtigt koloniseres af planter og dyr. 6 våde regnvandsbassiner i Silkeborg by giver et indblik i, hvad man kan forvente. De er alle anlagt som tekniske områder og udformet med øje for rekreativ værdi, og de har alle været genstand for en bemærkelsesværdig naturlig indvandring af både planter og dyr fra omgivelserne. Om end også menneskelig mellemkomst har haft indflydelse på det biologiske indhold.

BJARNE MOESLUND

De undersøgte bassiner har det til fælles, at de er blevet etableret inden for de seneste 4-7 år, at de er permanent vandfyldte (såkaldt våde bassiner) og at vanddybden ikke er særlig stor. Dertil kommer, at alle bassinerne er omgivet af grønne arealer. Men derudover er de vidt forskellige med hensyn til størrelse og teknisk udformning. Nogle har således separate sandfang, mens sandfanget i andre er en integreret del af bassinet.

Stort naturpræg

Når talen falder på regnvandsbassiner, tænker mange mennesker på tekniske anlæg med ringe æstetiske kvaliteter og begrænset naturindhold. De 6 undersøgte regnvandsbassiner i Silkeborg adskiller sig på afgørende vis fra dette billede.

Både udformningen og omgivelserne gør, at alle bassinerne på afstand mere ligner vandhuller eller småsøer end de tekniske anlæg, de rettelig er, se figur 1. Og selv når man kommer tættere på, har bassinerne meget til fælles med vandhuller og småsøer i det åbne land.

Veludviklet vegetation

En af de ting, der giver bassinerne det største naturpræg, er den store forekomst af vand- og sumplanter.

Blandt vandplanterne er én art - svømmende vandaks - helt dominerende og forekommer i næsten alle bassinerne. I flere af disse dækker dens flydeblade således op mod 90 % af vandfladen, se figur 2.

Årsagerne til at netop denne art optræder med så stor hyppighed og med så høje dæk-

ningsgrader er formodentlig flere. Først og fremmest er svømmende vandaks en af de mest almindelige og udbredte vandplanter - det er derfor ikke overraskende, at netop denne art optræder med så stor hyppighed blandt bassinerne.

Dernæst klarer den sig erfaringsmæssigt godt i næringsrige vandhuller og småsøer. Og endelig synes den at kunne klare de fluktuerende forhold i regnvandsbassiner bedre end mange andre arter. Sidstnævnte skyldes formodentlig især, at dens flydeblade gør den næsten uafhængig af vandets klarhed: så længe vanddybden tillader den at sende skudene helt op i overfladen og dér danne tæpper af flydeblade, vil den ved normal vandstand få det nødvendige lysindfald direkte på bladene. De almindeligvis kortvarige hændelser med høj vandstand og uklart vand i forbindelse med nedbør synes i den sammen-

hæng at være uden afgørende betydning for plantens trivsel.

Med dækningsgrader på op mod 90 % svømmende vandaks er der i sagens natur begrænsede muligheder for forekomst af andre vandplanter, og i de tættest bevoksede bassiner er der da heller ingen eller kun meget begrænset forekomst af andre arter. Men i de bassiner, hvor svømmende vandaks kun dækker en del af vandfladen eller slet ikke forekommer, har andre arter mulighed for at få plads og lys nok til at kunne danne bevoksninger. Det drejer sig dels om almindelige arter som almindelig vandpest, liden vandaks og enkelt pindsvineknop, men derudover også om mindre almindelige arter som smalbladet vandstjerne og spæd pindsvineknop samt den sjældne art småfrugtet vandstjerne, se figur 3.

Alle de nævnte arter er sandsynligvis indvandret til bassinerne ad naturlig vej. Til gengæld må forekomster af nøkkerose (både hvide og rødlige former) og krebsklo ses som resultat af menneskelig mellemkomst. Hvad enten det drejer sig om bevidst udsætning for at forskønne bassinerne, eller det drejer sig om "nænsom" bortskaffelse af tiloversblevet materiale fra havebassiner o.l., så er det lidet sandsynligt, at disse arter og former er indvandret ad naturlig vej.

Som vandhuller og småsøer i det åbne land huser også regnvandsbassinerne i Silkeborg



Figur 1. Udsigt over et regnvandsbassin, anlagt i randen af en eksisterende skov og med udtalt karakter af naturlig småsø.

by forskellige arter af sumplanter. Det drejer sig fortrinsvis om almindelige arter som bredbladet dunhammer, smalbladet dunhammer, almindelig sumpstrå, lyse-siv, grenet pindsvineknop, tagrør og manna-sødgræs. I et enkelt bassin er der tillige forekomst af den mindre almindelige by-skræppe.

Bredbladet dunhammer er den mængdemæssigt dominerende art blandt de registrerede sumplanter. I et enkelt bassin dækker bevoxsninger af bredbladet dunhammer således op mod en tredjedel af bassinets areal. I modsætning til de øvrige arter af sumplanter vokser den i flere af bassinerne ikke kun i bredzonen, men også ude på bunden. Denne udbredelse hænger utvivlsomt sammen med, at bassinernes dybde er for ringe til at forhindre planterne i at vokse i de centrale dele af bassinerne.

Tagrør forekommer kun i et enkelt af de undersøgte bassiner, og endnu kun i ringe mængde. Den er i endnu højere grad end dunhammer i stand til at vokse overalt på bassinernes bundflader, og har derfor potentialet til med tiden at dække alle bundfladerne.

Endelig skal det nævnes, at der i randen af alle bassinerne er begyndende opvækst af træer (rødel) og buske (forskellige arter af pil). Selvom der ved nogle bassiner er udplantet buske og træer, synes de forekommende buske og træer for en stor dels vedkommende at være resultat af naturlig indvandring.

Speciel fauna

Mens vegetationen i alle bassinerne er præget af naturligt indvandrede danske arter, forholder det sig i flere af bassinerne omvendt, når man ser på faunaen.

I to bassiner er det mest iøjnefaldende faunaelement således tusindtallige bestande af guldfisk (sølv-karuds), se figur 4, og i et enkelt bassin er det nogle få, store individer af koikarper.

Det kan ikke med sikkerhed siges, hvordan disse prydfisk er havnet i regnvandsbassinerne, men det er overvejende sandsynligt, at de er blevet udsat af mennesker, der har fået fisk i overskud, eller som har ønsket sig at skille sig af med fisk på "nænsom" vis.

De to bassiner med forekomst af store bestande af guldfisk tyder på, at bassinerne dels er velegnede levesteder og dels er gode ynglelokaliteter, idet det er lidet sandsynligt, at der er udsat tusinder eller endog titusinder af individer. Hvorvidt de få koikarper også vil kunne danne bestande, er endnu uvist, idet der ikke er registreret unge individer.



Figur 2. Meget tætte og store bevoxsninger af svømmende vandaks

Fiskene har i kraft af deres meget store antal en afgørende indflydelse på den øvrige fauna i bassinerne, idet de i udstrakt grad lever af de smådyr, der naturligt vil kunne leve i bassinerne. Hvortil kommer, at de har stor indflydelse på bassinernes funktion som ynglevande for padder, idet fiskene også gerne æder de fleste paddearters larver (haletudser), ikke mindst salamandernes larver.

Selvom der ikke er gennemført målrettede undersøgelser af paddefaunaen, synes denne dog påvirket af fiskene, idet der ved de to bassiner med guldfisk var enten ingen unge padder i de nære omgivelser eller kun unge skrubtudser - skrubtudse er nemlig mindre følsom overfor fisk end frøer og ikke mindst salamandre.

Kun i et enkelt bassin blev der registreret salamander, nemlig Bilag IV-arten (EF's Habitatsdirektiv) stor vandsalamander. Den blev registreret i det bassin, hvor der også blev registreret koikarper. Sidstnævnte udgør med det aktuelt ringe antal individer næppe en afgørende trussel mod den fortsatte forekomst af stor vandsalamander, men hvis bestandens størrelse vokser, kan situationen hurtigt blive

en anden.

Over og omkring flere af bassinerne var der på undersøgelsestidspunktet flere arter af guldsmede. Men også for denne iøjnefaldende gruppe af smådyr skønnes fiskene at have betydning, idet den største tæthed og diversitet af guldsmede blev registreret ved det bassin, hvor der tilsyneladende endnu kun forekommer få koikarper.

Bassinernes funktion

De undersøgte regnvandsbassiner vidner med stor tydelighed om, at hverken den vekslende hydrauliske belastning eller kvaliteten af det vand, som bassinerne modtager, er til hinder for et ganske rigt og veludviklet plante- og dyreliv. Det kan ganske vist ikke udelukkes, at både plante- og dyrelivet er påvirket af både den hydrauliske belastning og af vandkvaliteten, men påvirkningen synes på det foreliggende grundlag at være langt mindre end forventet i et teknisk anlæg.

Spørgsmålet er så, om det biologiske indhold er til hinder for at anlæggene fungerer, som de er planlagt at skulle. Bassinernes primære funktion er nemlig at forsinke af-



Figur 3. Veludviklede bevoxsninger af småfrugtet vandstjerne. I længere tørvejrperioder vokser planterne på delvis tørlagt bund, men de tåler også længerevarende vanddække i tilfælde af nedbør.



Figur 4. Stor stime gulfisk i et af de undersøgte regnvandsbassiner.

strømningen af regnvand og at rense dette gennem tilbageholdelse, sedimentation, adsorption og absorption.

Til det er der at sige, at funktionen frem til i dag ikke har været hæmmet - først og fremmest af den veludviklede vegetation. Det forholder sig måske nærmest omvendt, nemlig sådan, at de veludviklede bevoksninger af især svømmende vandaks og dunhammer er med til at forårsage en effektiv sedimentation af de partikler, der bliver tilført med det tilstrømmende vand. Hvortil kommer, at vegetationens mange bladoverflader formodentlig skaber grundlag for veludviklede biofilm, der kan bidrage til rensningen af det tilstrømmende vand. Hvilket i overensstemmelse med formålet med bassinerne er til gavn for de recipienter, som bassinerne afvandes til.

Fremtidsperspektiverne

Selvom det i dag er vurderingen, at bassinernes veludviklede vegetation spiller en

positiv rolle for især sedimentationen af tilført partikulært materiale, så står det også klart, at sedimentationen med tiden udløser behov for oprensning af aflejret materiale. Ligesom der kan vise sig behov for at regulere mængden af vegetation, hvis denne på et tidspunkt bliver begrænsende for bassinernes funktion.

Oprensning og regulering af vegetationen kan umiddelbart synes at være i modstrid med ønsket om at bevare og fremme bassinernes biologiske indhold og naturkvalitet. Men det forholder sig sådan, at hvis man ikke med mellemrum oprenser bassinerne, vil de som følge af aflejret materiale, tab af vandvolumen og tilgroning med sumpplanter med tiden miste de naturmæssige kvaliteter, som de åbenlyst besidder i den nuværende tilstand. Det betyder bl.a., at især vandplanterne med tiden vil blive udkonkurreret af sumpplanterne, og at padder og smådyr vil miste ynglemuligheder og levesteder. Samtidig vil

bassinerne gradvis miste evnen til at forsinke og rense regnvandet på grund af mindsket volumen og for stor hydraulisk belastning.

Udfordringen består derfor i at gennemføre den nødvendige oprensning og vedligeholdelse på en sådan måde, at man på den ene side opretholder den tilsigtede funktion, og på den anden side sikrer den fortsatte eksistens af et veludviklet plante- og dyreliv.

De undersøgte bassiner giver grundlag for at antage, at det vil være muligt at gennemføre den nødvendige oprensning og vedligeholdelse på en sådan måde, at det ikke vil være i afgørende strid mod hverken beskyttelsen af bassinerne i medfør af Naturbeskyttelseslovens § 3 eller mod kravet om særlig beskyttelse af arter, der er omfattet af Habitatdirektivets Bilag IV, eksempelvis stor vandsalamander. Tværtimod, så kan en skånsom og hensyntagende oprensning og vedligeholdelse være med til at bevare bassinerne som levesteder for både planter og dyr og som ynglelokaliteter for padder.

Det skal afslutningsvis nævnes, at de store mængder prydfisk, der aktuelt befolker nogle af bassinerne, vurderes at udgøre en større trussel mod både smådyr og paddelarver, end en skånsom vedligeholdelse gør. Og at løsning af dette fiskeproblem formodentlig er en vanskeligere opgave, end det er at tilrettelægge og gennemføre en naturvenlig oprensning og vedligeholdelse af bassinerne.

BJARNE MOESLUND er biolog og projektleder i Orbicon | Leif Hansen A/S med speciale i vand- og vådområders natur og miljø. e-mail: BMOE@orbicon.dk.

Regnafstrømningens kvalitet på agendaen

Hvor regnafstrømningen fra byerne hidtil er blevet ledt til fælles- eller separat kloak er det sandsynligt, at vi i fremtiden i højere grad tilbageholder vandet på overfladen og lader det nedsive eller udnytter vandet til rekreative formål i bymiljøet. Den form for regnvands- håndtering stiller os overfor nogle hidtil usete udfordringer omkring sikring af regnafstrømningens kvalitet.

SIMON TOFT INGVERTSEN
PETER E. HOLM
JAKOB MAGID
MARINA BERGEN JENSEN

Som alternativ og supplement til de ressourcekrævende udvidelser af det traditionelle kloaksystem, kan byens regnafstrømning håndteres særskilt ved hjælp af lokale løsninger, som kan gøre byerne mere klimarobuste og potentielt øge herlighedsværdierne. Spørgsmålet er hvordan vi sikrer os, at den lokalt håndterede regnafstrømning overholder gældende kvalitetskrav? Her står vi overfor en række udfordringer relateret til regnafstrømningens forureningsprofil, vandkvalitetskriterier, benchmarking af lavteknologiske renseteknologier samt udvikling af beslutningsværktøjer. Udfordringen understreges af at forurenende stoffer tilført vores vandmiljø med regnvand fra befæstede arealer nu af mange opfattes som den største forureningskilde til vores vandmiljø.

Kvaliteten af regnafstrømning

Regnvand er en tilsyneladende uforurennet vandkilde, men når regnen strømmer over tagflader og vejarealer forringes kvaliteten af vandet ofte i en sådan grad, at det ikke kan ledes direkte ud i vandmiljøet eller udnyttes til rekreativt brug. På byens overflader ophobes forureningsstoffer løbende i tørvejrperioderne. Kilderne til forureningen er mangfoldige og omfatter bl.a. ufuldstændige forbrændingsprocesser, forvitring og slid af køretøjer, veje og bygningsmaterialer, benzino og oliedryp, mm. Hvor meget der ophobes på overfladerne afhænger af en lang række faktorer som overfladetyper, trafikintensiteten,

antallet af tørvejrskdage, diffus atmosfærisk forurening, vind og turbulens, mm. En af de vigtigste faktorer er trafikintensiteten i området, da slid på bremseklodser og dæk er betydelige kilder til tungmetallforureningen med kobber (Cu), bly (Pb) og zink (Zn) /1/, mens udstødning og oliedryp primært bidrager med PAH-forbindelser. Desuden kan rester fra sprøjtegifte, vaskemidler, undervognsbehandlinger, vej- og bygningsmaterialer, m.v. ofte være at finde i afstrømningen i højere eller lavere koncentrationer. En oversigt over grupper og eksempler på nogle af de mest almindelige forureningsparametre kan ses i Boks 1.

Kompliceret forureningsprofil

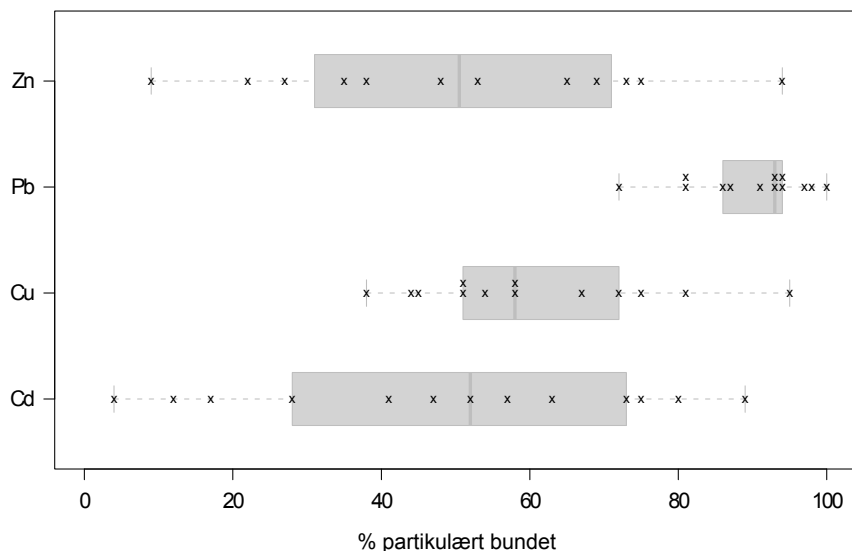
Der kan være stor variation i såvel tilstedeværelsen af forureningsparametre som i koncentrationerne i de enkelte parametre, hvilket fremgår af tabel 1, som viser spændet af målte koncentrationer i såvel danske som internationale undersøgelser. For flere af de viste stoffer strækker intervallet sig over flere størrelsesordner. Når intervallet i de internationale målinger er så meget større end i de danske målinger skyldes det sandsynligvis, at tallene bygger på et langt større antal datasæt. De meget høje værdier for hhv. opløst kobber og zink i den internationale litteratur skyldes

typisk tilstedeværelsen af kobber- og zinkholdige tagmaterialer og nedløbsrør. Udover de store variationer i koncentrationer er der ofte store forskelle i hvordan forureningsstoffer opfører sig i regnafstrømningen. Nogle har tendens til at binde sig til det partikulære materiale, mens andre primært befinder sig på opløst form. Figur 1 viser en fordeling over hvor mange procent af de respektive tungmetaller der var bundet til det partikulære materiale i 13 individuelle studier af urban regnafstrømning. Det kan eksempelvis ses at bly i alle de observerede tilfælde primært er bundet til det partikulære materiale (> 75 %). Dette har naturligvis stor betydning for vores muligheder for at rense vandet. Renseudfordringen skærpes yderligere af regnafstrømningens dynamiske hydraulik.

På trods af stor udvikling indenfor modellering af urban regnafstrømning må vi nok erkende at vi stadig er dårligt rustede til at forudsige kvaliteten af regnafstrømningen, med mindre der bliver lagt mange ressourcer i detaljerede områdespecifikke modeller eller intensive måleprogrammer /9, 10/. Vi må derfor agere ud fra den viden vi har og forholde os til det faktum, at estimerer kun vil være pålidelige indenfor rammerne af "størrelsesordner". Således er det næppe hensigtsmæssigt, at inddele byen i detaljerede typologier med forskellige rensningsstrategier, men der kan som minimum skelnes mellem trafikerede og ikke-trafikerede arealer. I forbindelse med de trafikerede arealer kan der sandsynligvis også skelnes mellem forskellige trafikintensiteter lige såvel som der indenfor de ikke-trafikerede arealer findes eksempler på inddelinger, som f.eks. lav, middel og høj urbanitet, svarende til befæstede andele på omkring <25%, 25 – 40 % og >40 %.

Boks 1. Forureningsparametre i urban regnafstrømning

Grupper	Eksempler på parametre
Partikulært materiale	Størrelse kan variere fra < 0.45 – ca. 10.000 mikrometer.
Tungmetaller	Kadmium, Kobber, Krom, Bly, Zink.
Miljøfremmede organiske mikroforureninger	Polycykliske aromatiske hydrokarbon (PAH), Polyklorinerede biphenyler (PCB), Pesticider, Phtalater, m.fl.
Næringsstoffer	Fosfor, Kvælstof, Organisk materiale
Sygdomsfremkaldende organismer	E. coli, Enterokokker



Figur 1. Fordelingen af tungmetaller mellem opløst og partikulær fase i tretten studier af urban regnafstrømning. Barrernes yderpunkter markerer laveste og højeste observerede værdi, mens første gråfelt markerer 25 – 50 % fraktilen og andet gråfelt markerer 50 – 75 % fraktilen. Medianværdien ses som den kraftige, lodrette streg. Krydser angiver værdierne fra de enkelte studier /12/.

Skrappe krav i lovgivningen

Med EU's Vandrammedirektiv, som forpligter medlemslandene til at opnå god økologisk og kemisk status i overflade- og grundvand, stilles der meget høje krav til kvaliteten af det vand vi udleder. Dette gælder ikke mindst for regnafstrømningen fra byerne som i mange tilfælde sandsynligvis må underkastes en eller anden form for rensning, hvis miljømålene skal opfyldes. I tabel 1 er angivet nogle vandkvalitetskrav for vores overfladevand som de er beskrevet i seneste danske bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav fra 2010 /8/. Om end denne bekendtgørelse ikke håndhæves for regnbetingede udledninger, men kun for udledninger med tydelig afsender og dermed mulighed for at forfølge princippet om at forurenere betaler, antyder en umiddelbar sammenligning mellem de observerede inter-

valler for stofkoncentrationer og vandkvalitetskriterierne, at der helt givet vil være tilfælde, hvor regnafstrømningen skal igennem en omfattende rensning før det kan udledes.

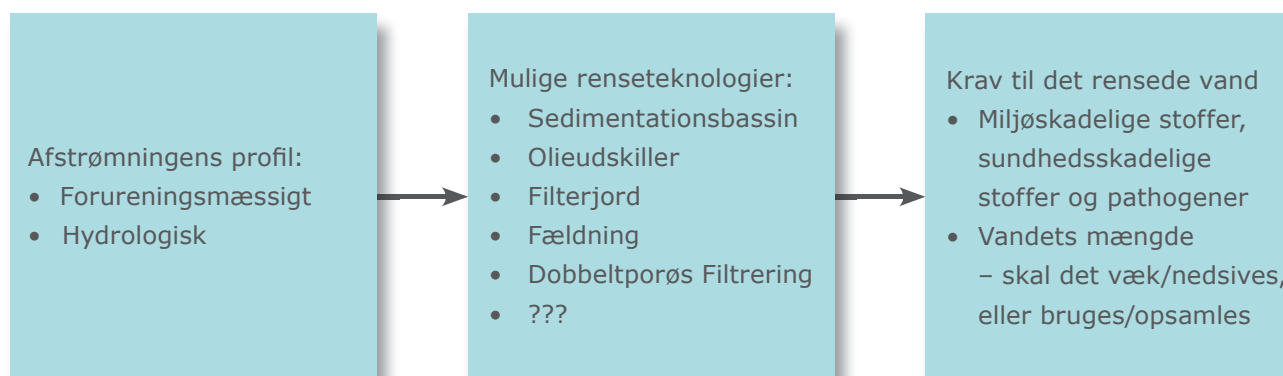
Vanskeligt at overholde kvalitetskrav

Den endelige koncentration i recipienten vil selvfølgelig være afhængig af fortyndingen, men i tilfælde hvor regnafstrømningen fra byområder udgør en væsentlig andel af vandføringen, kan kvalitetskravene blive vanskelige at overholde. Med de skærpede krav i BEK. 1022 /8/ vil specielt kriterierne for bly, kobber og zink blive vanskelige at overholde, men også de højmolekylære PAH-forbindelser som benzo[b+j+k]fluorathen og benzo(ghi)perylene kan volde problemer. Foruden de stoffer som er vist i Tabel 1, er der en lang række regulerede stoffer for hvilke det gæl-

der, at forekomsten i urban regnafstrømning på nuværende tidspunkt er væsentlig dårligere belyst. I hvor høj grad vandkvalitetskriterierne ikke overholdes på grund af de regnbetingede udledninger er endnu uklart.

Lokale renseforanstaltninger nødvendige

Mulighederne for at håndtere regnafstrømningen i mere eller mindre lavteknologiske lokale renseforanstaltninger er efterhånden mange. Blandt de velkendte metoder er forskellige former for sedimentation i bassiner og olieudskillere, samt filtrering gennem jord og jordlignende medier. Eksempler på innovative renseforanstaltninger er beskrevet i andre artikler i dette nummer (Cederkvist m.fl.; Jensen m.fl.). En af de store udfordringer vi står overfor er at få dokumenteret hvor godt de enkelte lavteknologiske renseanlæg kan rense vandet for en række forureningsparametre. Der findes mange eksempler i litteraturen på undersøgelser af forskellige anlægs renseeffektivitet. På trods af dette har det vist sig at en solid og kategorisk benchmarking af lavteknologiske renseforanstaltninger til urban regnafstrømning er vanskelig at udarbejde. Det er der flere årsager til. Først og fremmest skyldes det at de undersøgte anlæg, på trods af åbenlyse design- og funktionsligheder, ofte opererer under vidt forskellige fysiske forhold, f.eks. temperatur, vind, mm., og modtager indløbsvand af vidt forskellig karakter (jf. tabel 1). Sidstnævnte er især relevant da mange evalueringer af anlæg beror på en procentvis rensning af forureningsstofferne (f.eks. 80% fjernelse af tungmetaller), men det er et kendt faktum at jo højere indløbskoncentrationen er desto lettere er det at opnå en høj procentvis rensning, mens det er fjernelsen af de sidste procent, der adskiller gode anlæg fra dårlige. /11/. Desuden er der



Figur 2. Eksempler på overvejelser om vandkvalitet i forbindelse med fremtidige løsninger af afvandringsproblemer. Den rette løsning afhænger af afstrømningens forureningsprofil og kravene til det rensede vands anvendelse, hvad enten det skal bruges rekreativt eller udledes til naturen.

Tabel 1. Oversigt over målte afstrømningskoncentrationer ($\mu\text{g l}^{-1}$) i hhv. Danmark /2, 3, 4, 5/ og internationalt /6, 7/ Vandkvalitetskriterier for overfladevand ifølge BEK. nr. 1022 /8/. For metaller er der tale om opløste koncentrationer, mens det er totalkoncentrationer for andre stoffer.

Stof ($\mu\text{g/l}$)	Danske målinger		Internationale målinger		Vandkvalitetskriterium
	Separat kloak	Vejvand	Tagvand	Vejvand	Generelt / Korttids
Kadmium (Cd)	0 – 1,6	<0,1 – 1,5	0,07 – 1,3	0,67 – 63	0,08-0,25 / 0,45-1,5
Kobber (Cu)	0 – 140	18 – 720	4,8 – 3416	21 – 7031	1 / 2
Krom (Cr)	0 – 27	7,6 – 56	2,0 – 6,0	5,0 – 50	3,4-4,9 / 17-124
Bly (Pb)	3,8 – 210	<0,4 – 190	0,5 – 493	10 – 2028	0,34 / 2,8
Zink (Zn)	0 – 790	47 – 700	24 – 48800	15 – 2000	3,1-7,8 / 8,4
Fluoranthen	0,01 – 0,4	0,09 – 3,9	-	-	0,1 / 1
Benzo[b+j+k]fluoranthen	0 – 0,7	0,12 – 2,0	-	-	0,03
Benzo(ghi)perylene	0 – 0,3	0,08 – 0,96	-	-	0,002
Total PAH	0 – 11	1,0 – 22	0,35 – 0,60	0,24 – 17	-

mangel på standardisering af såvel prøveudtagning og -behandling som valg af analyseparametre og -metoder. Alt sammen er det medvirkende til at vi ofte ender med at sammenligne æbler og pærer. Der er med andre ord behov for nationale vejledninger til at harmonisere fremtidige evalueringer af de lavteknologiske rensesanlæg til håndtering af urban regnafstrømning. Kun på den baggrund kan der udarbejdes velfunderede funktionskrav til anlæggene.

Fremtidens beslutningsværktøjer

Såvel offentlige myndigheder som private bygherrer og arealforvaltere mangler værktøjer til at støtte beslutninger omkring krav til kvaliteten af rensset vand og krav om dokumentation af renseløsninger, se figur 2. Etablering af olieudskillere på større P-pladser og veje er stort set den eneste renseløsning, der i praksis anvendes, og for hvilken der er udarbejdet vejledninger og anvisninger for dimensionering, etablering og drift (DS/EN 858 og Rørcenteranvisning 006). Udvikling af løsninger, der fjerner/reducerer mængden af tungmetaller, PAH og lignende i afledt regnvand fra befæstede arealer, forudsætter at vi kender målet. Det vil sige, at vi skal have noget veldefineret at sammenligne anlæggenes effektivitet med, eksempelvis rensesgrader, udledningsværdier eller eksisterende anlægs-løsninger.

I Tyskland er man længere fremme med nationale anvisninger omkring anlægs-løsninger og der er eksempler på at man anvender referenceanlæg som nye anlægstyper bliver testet op imod. Spørgsmålet er om det også er den vej vi skal gå Danmark.

I regi af det strategiske partnerskab Vand i Byer forventes en række pilotprojekter gennemført, bl.a. omkring test af filterjord, lige-

som partnerskabet også forventes at foreslå et sæt retningslinjer for kvalitetskrav til regnafstrømning for forskellige recipienter eller anvendelser (www.vandibyer.dk).

Referencer

- /1/ Winther, M. & Slentø, E. (2010): Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport. Technical report no. 780. National Environmental Research Institute, Aarhus University.
- /2/ Kjølholt, J., Poll, C. & Jensen, F.K. (1997): Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer - litteraturgennemgang og konkrete undersøgelser. Miljøprojekt nr. 355. Miljøstyrelsen.
- /3/ MST (2006): Målinger af forureningsindhold i regnvandsbetingede udledninger. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 10.
- /4/ Lehmann, N.K.J., Holm, P.E., Christensen, L.B. & Pihl, K.A. (2001): Stofspredning fra veje til jord og vand. Vand & Jord. 8(3):85-89.
- /5/ Jensen, M.B., Cedervik, K., Bjerager, P.E., and Holm, P. 2010. Dual Porosity Filtration for treatment of storm water runoff – first proof of concept from Copenhagen pilot plant. Water Science and Technology. In review.
- /6/ Duncan, H.P (1999): Urban Stormwater Quality: A Statistical Overview (Report 99/3). Melbourne, Australia: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.
- /7/ Göbel, P., Dierkes C. & Coldewey W.C. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology, 91:26-42.
- /8/ BEK nr. 1022 af 25/08/2010. Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurendende stoffer til vandløb, søer eller havet, Miljøministeriet.
- /9/ Dotto, C.B.S., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2009): Analysis of parameter uncertainty of a flow and quality stormwater model. Water Science and Technology. 60(3):717-725.
- /10/ Schellart, A.N.A., Tait, S.J., & Ashley, R.M. (2010): Towards quantification of uncertainty in predicting failures in integrated catchment model studies. Water Research. 44:3893-3904.
- /11/ Schueler, T., (2000): Irreducible pollutant concentrations discharged from stormwater practices. Technical note #75 from Watershed Protection Techniques. 2(2):369-372.
- /12/ Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B. & Magid, J. (2010): A minimum data set to evaluate the efficiency of stormwater treatment facilities – a proposal. Journal of Environmental Quality. In review.

SIMON TOFT INGVERTSEN, sti@life.ku.dk, miljøkemiker, Ph.D.-studerende ved Institut for Jordbrug og Økologi.

PETER ENGELUND HOLM, peho@life.ku.dk, civilingeniør, Ph.D., Leder af vandforskningsinitiativet ViVa og lektor ved Institut for Grundvidenskab og Miljø.

JAKOB MAGID, jma@life.ku.dk, hortonom, Ph.D., Lektor ved Institut for Jordbrug og Økologi.

MARINA BERGEN JENSEN, mbj@life.ku.dk, hortonom, Ph.D., Seniorforsker ved Skov & Landskab.

Alle Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Filterjord til rensning af vejvand

I dette efterår anlægges de første anlæg til nedsivning af regnvand fra parkeringsarealer i Danmark. Vadier, som de benævnes, består af en veldefineret jordblanding, som både sikrer effektiv infiltration og rensning. Metoden, der har været anvendt i Tyskland i 15 år, kan også anvendes til forurenede regnafstrømning fra mindre veje i byer. Men der mangler fortsat dokumentation for, at vandkvaliteten er tilstrækkelig i forhold til grundvandsbeskyttelse.

KARIN CEDERKVIST
SIMON TOFT INGVERTSEN
MARINA BERGEN JENSEN

Den stigende urbanisering og de kraftigere regnhændelser fordrer, at der skal tænkes i alternativer til de traditionelle kloakker. Dette kan være i form af landskabsbaseret regnvandshåndtering, hvor nedsivning udgør det vigtigste element. Hvis nedsivning skal være en god løsning på lang sigt er det vigtigt, at løsningerne fungerer hydraulisk. Ligeledes skal vandkvaliteten være god med fuldstændig kontrol af forureningsindholdet i det infiltrerede vand.

Vejvand er kritisk

Vej og parkeringsarealer udgør ofte en stor procentdel, mellem 30 og 50 %, af de samlede befæstede arealer i byer. Derudover er ejerforholdene omkring de trafikerede arealer ofte mindre komplekse sammenlignet med bygninger. Det er derfor oplagt at håndtere regnafstrømningen fra veje- og parkeringsarealer, det såkaldte vejvand, i byens landskab. Men bekymringer i forhold til kvaliteten af det vand som nedsives til grundvand eller afdrænes til nærliggende vandområder, begrænser de nuværende muligheder for nedsivning i Danmark.

Er filterjord løsningen?

I Tyskland har man 15 års erfaring med nedsivning af vejvand fra veje med trafikintensitet på op til 2000 biler/døgn. Der kan gives dispensation til endnu større intensiteter. Det er et krav, at nedsivningen sker gennem en specielt konstrueret filterjord, der skal placeres i såkaldte Mulden-Rigolen-systemer anlagt

langs vejene (se boks).

Direkte oversat betyder Mulden-Rigolen trug-faskine, men går på dansk også under betegnelsen en vadi (se <http://www.19k.dk/idekatalog/27954>).

Filterjorden er konstrueret til at kunne tilbageholde forureningsstoffer, således at grundvand og andre følsomme vandområder ikke forurenes (se figur 1).

Hvis vadier med filterjord skal implementeres i Danmark, er det nødvendigt at vide om de rent faktisk kan rense vandet tilstrækkeligt til at beskytte vandmiljøet.

Metalkoncentrationer i tysk filterjord

Dokumentationen fra Tyskland omkring filterjord er mangelfuld, idet der endnu ikke er taget prøver af anlæggene.

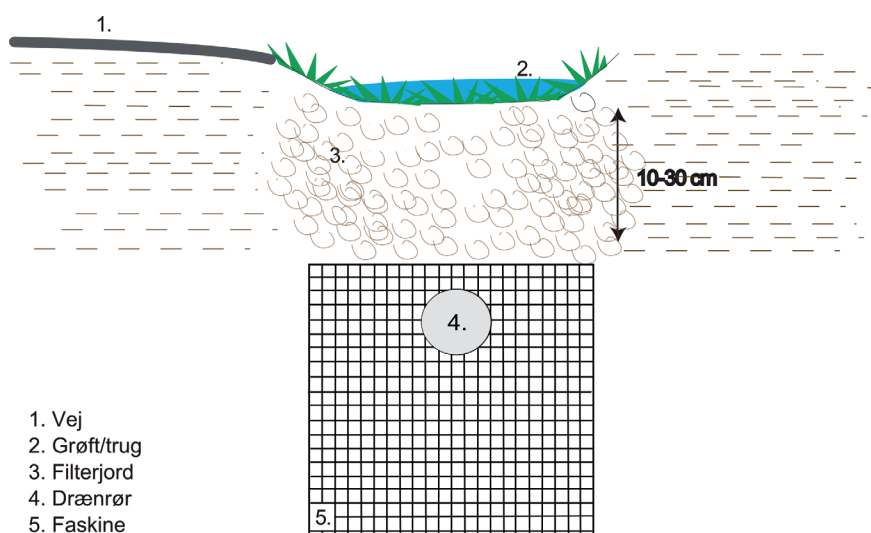
For at tilvejebringe dokumentation, har vi i november/december 2009 udtaget jordprøver fra syv tyske Mulden-Rigolen systemer, place-

ret i Hoppegarten, Berlin, Hamburg og Dortmund. Jordprøverne blev udtaget i 3 forskellige dybder (0-5 cm, 5-15 cm, 15-25 cm). Disse prøver blev udtaget i samarbejde med ingeniørvirksomheden Ingenieugesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Berlin, der har været med til at anlægge mange af systemerne. Samtidig med prøveudtagningen blev der foretaget infiltrationsmålinger på stedet, dvs. målinger af jordens gennemtrængelighed ved hjælp af en open-end infiltrations test /2/.

Prøverne er efterfølgende blevet analyseret for pH, kalkindhold, organisk materiale, tekstur, tungmetallerne: cadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), bly (Pb) og zink (Zn), samt fosfor (P).

Fra tabel 1 ses det at systemerne generelt syntes at opfylde kravene til basisegenskaberne - selv efter mange år (7 – 15 år). Kun på én af lokaliteterne var den hydrauliske ledningsevne lavere end de 10^{-6} m/s, hvilket i højere grad tilskrives et tykt lag visne blade på overfladen end den underliggende jord. pH var nogle steder højere end de anbefalede 8, hvilket dog ikke er kritisk, men nærmere viser at jordene ikke forsures med tiden.

De høje koncentrationer af organisk materiale fandtes alle i det øverste jordlag (0-5 cm). Tages gennemsnittet af alle 25 cm på hver lokalitet, overstiger kun to af lokaliteterne de anbefalede 3%, med koncentrationer på hhv. 6,1% og 6,8%. Dette niveau er dog stadig indenfor det normale i byjorde.



Figur 1. Skitse af Mulden-Rigolen system (vadi) med filterjord.



Figur 2. Intakte jordkolonner med filterjord fra tyske Mulden-Rigolen undersøges i laboratoriet.

Kritiske blykoncentrationer

Ifølge analyserne af metaller og P i jordene synes bly at være det mest problematiske metal. På 4 af lokaliteterne oversteg Pb-koncentration kriteriet for forureningsklasse 2 på 40 mg/kg i henhold til Sjællandsvejledningen /3/, og på én af lokaliteterne var værdierne i nærheden af klasse 3 på 120 mg/kg. For Cd var der én lokalitet hvor koncentrationen oversteg klasse 2 kriteriet på 0,5 mg/kg. For resten af metallerne og P kunne jordene klassificeres som uforurenede. Forureningsklasse 2 betyder at jorden er lettere forurenet mens klasse 3 betyder forurenet jord. Hvorvidt jordene klassificeres som det ene eller det andet kan foruden at indikere en miljörisiko i forbindelse med fortsat nedsivning, også have stor betydning for jordens genanvendelses-potentiale og dermed også omkostningerne ved at skifte jorden ud.

Metallernes skæbne i filterjorden

Det lave indhold af akkumuleret tungmetal i de tyske jorder kan skyldes, at koncentrationerne i vejvandet i udgangspunktet er lave, og at forholdet mellem filterjord og afdræningsareal er tilpas. Der er ikke kendskab til

Tabel 1. Målinger af de 7 lokaliteters basisegenskaber. Intervallerne angiver laveste og højeste måling.

Infiltrationskapacitet	1,3·10 ⁻⁷ - 4,6·10 ⁻⁵ m/s
pH	6,5 - 8,5
Lerindhold	5,1 - 8,9%
Organisk materiale	0,8 - 11,74%

koncentrationerne af tungmetaller, hverken i det aktuelle vejvand eller i den oprindelige filterjord, men en vurdering ud fra litteraturværdier for metalindhold i vejvand, afstrømningsarealets størrelse og systemets alder antyder, at de observerede koncentrationer ligger i den lave ende. I teorien kan de lave koncentrationer imidlertid også skyldes, at filterjorden kun tilbageholder en andel af tungmetallerne, mens resten passerer igennem.

Kolonneforsøg med filterjord

For at afklare dette spørgsmål gennemføres i øjeblikket kolonneforsøg med 8 intakte jordkolonner med filterjord, udtaget fra to af de tyske systemer (se figur 2). Hver kolonne tilsættes via et pumpestyret drypsystem en syntetisk vejvands-influent svarende til 2 normale regnhændelser (10 mm regn på 2 timer) og 2 ekstreme regnhændelser (100 mm

Tabel 2. Koncentrationsintervaller for tungmetaller og P i jordprøverne.

	Koncentration i jord [mg/kg]
Cd	0,1 - 0,8
Cr	8,1 - 71,5
Cu	7,8 - 99,2
Pb	16,2 - 121
Zn	33,6 - 395
P	270 - 1246

regn på 3 timer). Det syntetiske vejvand er sammensat efter et stort litteraturstudie af forureningsindhold i forskellige typer regnafstrømning /4/ og indeholder Cd (4 ug/L), Cr (50 ug/L), Cu (100 ug/L), Zn (400 ug/L) og P (0,2 mg/L). Da bly i vejvand primært er bundet til det partikulære materiale /5/ er det ikke tilsat det syntetiske vejvand i disse forsøg. Desuden indeholder blandingen opløst bromid, der ikke reagerer med jorden, og som derfor kan bruges som tracer for vandflowet og afsløre om der skulle være betydende præferentielle strømningsveje i kolonnerne.

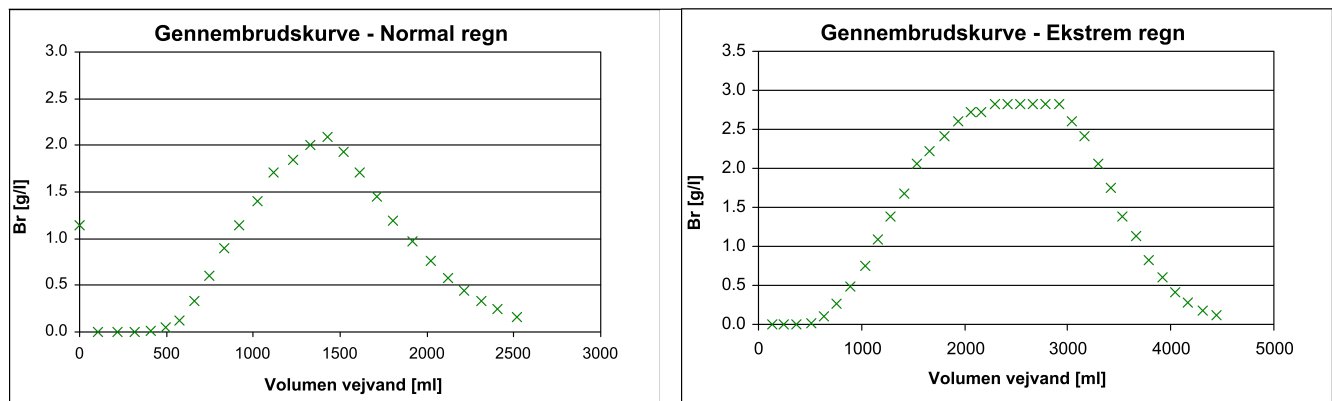
Det afstrømmende vand fra kolonnerne opsamles i fraktioner og analyseres for indhold af metaller og P. Forsøgene vil senere i forløbet blive suppleret med yderligere tracerkomponenter i form af fluorescerende mikropartikler til at undersøge de mindste partiklers skæbne i filterjorden samt et farvestof (brilliant blue) som visuelt kan afsløre vandets strømningsveje.

I de nævnte foreløbige forsøg er der kun taget højde for metaller og fosfor og der vil derfor fortsat mangle dokumentation for filterjordens effektivitet overfor organiske forureningsstoffer som PAH-forbindelser, blød-

FAKTABOX. Tyske krav til filterjord:

I Tyskland findes der retningslinjer for konstruktionen af Mulden- Rigolen systemerne og den filterjord der anvendes /1/, som bygger på erfaring og viden om jordens renseevne:

- Jordlaget skal være 10-30 cm tykt, afhængig af behovet for rensning og jordens renseeegenskaber.
- Ler (i form af bentonit) og silt kan tilsættes jorden for at opnå bedre sorptionsegenskaber, men ikke mere end 10% (vægtprocent).
- Organisk materiale (humus el. kompost) bør tilsættes til en vis grad (1-3%, vægtprocent).
- pH skal være på et niveau mellem pH 6 og 8.
- Jordlaget bør være vegetationsdækket.
- Jordens hydrauliske ledningsevne skal være mindst 10⁻⁵ m/s når systemet anlægges, så vandet kan trænge tilstrækkelig hurtigt gennem jorden. Ved senere infiltrationsmålinger skal infiltrationskapaciteten ligge inden for 10⁻⁶ - 10⁻³ m/s.



Figur 3. Eksempel på bromid-gennembrudskurver for en kolonne ved hhv. normal regn og ekstrem regn.

gørere, mm.

Vandfraktionerne er endnu ikke analyseret for metaller og P, men gennembrudskurver for tracersaltet bromid viser ingen tegn på at det tilsatte syntetiske vejvand skulle bypassse filterjorden via præferentielle strømningsveje. Eksempler på gennembrudskurver for simulering af hhv. normal regn og ekstrem regn kan ses i figur 3.

Har filterjord en fremtid i Danmark?

Som et led i undersøgelserne anlægges i efteråret 2010 de første vadier med filterjord langs et parkeringsareal ved Syddansk Universitet i Odense Kommune. Det konstrueres således, at det er muligt at udtage prøver og analysere det nedsivende vand. Her vil vandet både blive analyseret for tungmetaller og organisk forurening. Samtidig er der planer

om at anlægge lignende test-systemer i andre kommuner, for at have et solidt fundament for implementeringen af vadier med filterjord i Danmark.

Referencer

- /1/ Standard DWA-A 138E - Planning, Construction and Operation of Facilities for the Percolation of Precipitation Water – April 2005.
- /2/ BMVBS, 2008: Arbeitshilfen Abwasser – Planung, Bau und Betrieb von Abwassertechnischen Anlagen in Liegenschaften des Bundes (section A-5.6). Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Tilgængelig online: <http://www.arbeitshilfen-abwasser.de/HTML/kapitel/A5-6OpenEndTest.html#533346>.
- /3/ Sjællandsvejledningen, 2001: Vejledning i håndtering af forurenet jord på Sjælland. Udgivet af amter og kommuner på Sjælland.
- /4/ Göbel, P., Dierkes C. & Coldewey W.C., 2007: Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology, 91:26-42.
- /5/ Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B. & Magid, J., 2010: A minimum data set to evaluate the efficiency of storm-water treatment facilities – a proposal. Under review: Journal of Environmental Quality.

KARIN CEDERKVIST, karince@life.ku.dk, miljøkemiker, Ph.d.-studerende ved Institut for Grundvidenskab og Miljø.

SIMON TOFT INGVERTSEN, sti@life.ku.dk, miljøkemiker, Ph.D.-studerende ved Institut for Jordbrug og Økologi.

MARINE BERGEN JENSEN, mbj@life.ku.dk, hortonom, Ph.D, Seniorforsker ved Skov & Landskab. Alle ved Det Biomedicinske Fakultet, Københavns Universitet.

Lokal anvendelse af regnvand i USA

I USA har man mange års erfaringer med at udnytte regnvandet, hvor det falder. De laver grønne løsninger der reducerer belastningen på vandmiljøet, forgrønner byen, forbedrer mikroklimaet og øger biodiversiteten. Samtidig sparer de rigtig mange penge. Det handler om LAR.

PETER DUUS
SØREN GABRIEL

Miljømålsloven og klimaforandringerne skaber sammen med ønsket om generelle forbedringer på afløbsområdet en række udfordringer til afvandingen af byer og veje. Problemer med overløb og høj hydraulisk belastning af renseanlæg i fælleskloakerede systemer samt forurening og hydraulisk belastning af vandløb fra separatkloakerede områder stiller krav om nye muligheder for afledning af regnvand. Lokal Anvendelse af Regnvand (LAR) vinder derfor frem i planlægningen som en fleksibel gruppe af løsninger.

Lokale regnvandsløsninger kan i mange sammenhænge være økonomisk attraktive alternativer til udbygning af det eksisterende kloaksystem og rummer ud over deres afløbstekniske funktion en række forskellige kvaliteter. Lokal afledning kan fx bidrage til nye rekreative områder, forgrønning af byer med forøgelse af biodiversiteten, vandføring i mindre recipienter, grundvandsdannelse og stabilisering af byens lokale mikroklima. LAR dækker således over mange og forskellige typer af løsninger, og den optimale løsning vil altid være afhængig af de lokale forhold og interesser, der er gældende i det enkelte område.

Rejserapport fra Portland og Seattle

Store afstrømningsoplande og ekstreme nedbørs- eller terrænforhold har sammen med lokale miljøkrav været drivende for udviklingen af nye og lokale metoder i regnvandshåndteringen i store dele af Europa og USA. Dette har ført til udvikling og forsøg med metoder, der kombinerer lokal rensning og håndtering af regnvand med ønsket om at skabe en grønere by, samtidig med, at der opnås besparelser i forhold til traditionelle løsninger.

For at samle op på disse erfaringer har Orbicon gennem det sidste år besigtiget og vurderet en række projekter i bl.a. Holland, Sverige, Tyskland og USA. Forfatterne er for nylig vendt hjem efter 10 dages studietur til Portland og Seattle, USA, hvor man har erfaringer og løsninger, som i høj grad er anvendelige i Danmark. Vi besøgte myndigheder, rådgivere samt talrige lokaliteter og kan konkludere at der i disse byer findes mange løsninger som umiddelbart kan bruges til lokal håndtering af regnvand i de eksisterende byområder i Danmark.

Borgerinddragelse og tagvand

Som en del af indsatsen for at reducere tilledning af regnvand til fælleskloakken opstillede Portland i 1991 et mål om at afskære så mange private tagnedløb fra kloakken som muligt i bestemte områder – typisk i

de fælleskloakerede områder. Det 20-årige program udrinder nu, hvor det er lykkedes at afkoble 58.000 husstande. Indsatsen har været målrettet de områder, hvor lokal nedsivning af tagvand vurderes forsvarligt og hvor afledning til kloak bidrager til afløbssystemets kapacitetsproblemer. Målet er nået gennem et arbejde, hvor kommunen har sat ressourcer af til at drive et program, hvor både ansatte og frivillige gennem personlig opsøgning har haft kontakt med alle husstande i målområderne. Gennemsnitlig 55 procent af tagfladerne er derved koblet af kloakken, der årligt spares for ca. 3,8 mio. m³ regnvand. Det er kommunens vurdering, at ønsket om at bidrage til at løse byens afløbsproblemer har været det primære incitament for borgerne, idet den enkelte husejer ved at afkoble sig kun opnår et mindre engangsbeløb og en afgiftsbesparelse på 42 kr. pr. måned.

I Danmark vil det være et væsentligt incitament hvis borgerne kan få tilbagebetalt ca. kr. 22.000 i tilslutningsbidrag, som det allerede er sket flere steder. En yderligere besparelse vil være et evt. fremtidigt afledningsbidrag på regnvand, som der tales om at indføre i Danmark.

Myndighederne underviser eleverne i skolerne fra 0. til 12. klasse om sundhed i vandoplandet og floderne. Undervisningen sker også ved feltarbejder med planteidentifikation og genplantning i naturarealer og grønne veje. Frivillige fra borgergrupper, studenter og firmaer har desuden mærket mere end 600 nedløbsbrønde med "dump no waste – drains to Columbia Slough" (Columbia River), for at synliggøre at kloakken ender i recipienten. Lignende "nedløbsrør-afkoblings-programmer" kører også i andre byer – f.eks. Seattle og Toronto.



Figure 1. 'Downspout disconnections' – afkobling af nedløbsrør, hvor tagvandet håndteres på privat grund (Foto: Peter Duus).



Figur 2. Til venstre ses et nyetableret kantstensbed med magasinering og infiltration af vejvand samt overløb til vejen. Til højre ses ældre kantstensbede fra de tidligere projekter i Portland (Foto: Peter Duus).

Grønne tage

I Portland har man introduceret en frivillig ordning hvor man kan spare 35 % af aflødningsbidraget, hvis man etablerer et grønt tag på sin ejendom. Der er således ikke indført obligatoriske ordninger for nybyggeri, som det kendes fra bl.a. Toronto og København.

I Portland er der etableret 218 grønne tage som tilsammen dækker et areal på 4,5 ha og der kommer flere. Programmet for afkobling af nedløbsrør har dog haft ca. 100 gange større effekt men det har til gengæld også kørt i 20 år.

Grønne veje

Vejvandet er et helt centralt element i lighed med tagvandet; det håndteres ved etablering af ”grønne veje”.

Grønne veje er veje med forskellige former for regnbede som afkobler regnvand fra kloakken. De bidrager med forsinkelse, rensning, fordampning og infiltration i stedet for overløb fra fælleskloak og belastning af renseanlæg. De giver desuden et andet æstetisk præg, øger trafikikkerheden og gør kvarterene mere attraktive. De fungerer desuden også som trædepuder og korridorer mellem de større grønne områder til gavn for dyreliv og mennesker samt biodiversitet.

Der er desuden lavet flere forsøg med etablering af permeable belægninger på veje, og vi så flere eksempler herpå. Fordelen er at overfladen kan bruges til fx parkering eller leg, men det giver ikke et så grønt indtryk som regnbundene. Er der pladsen der, kan der i stedet for kantstensbede laves grøftebede – såkaldte swales. Disse ligger langs med vejen som en beplantet grøft og modtager vejvand og evt. tagvand som infiltreres og fordampes. Der laves forsøg med forskellige sammensætninger af jorden for at opnå en høj binding af

miljøfremmede stoffer.

I billederne på figur 3 fra Seattle ses, at vejen i forhold til de andre er gjort slynget og har bede på begge sider. Indtrykket er derved grønt og samtidig håndteres al regnvand lokalt – fra tage såvel som vej. Borgerne har i projektet haft indflydelse på plantevalget og passer selv grøftebedene som ude fra set kunne gå for at være en del af deres have. Projekttypen kaldes Seastreets og vi syntes de var meget vellykkede.

Det er kun de færreste regnbede som passes af borgerne. Resten drives af miljømyndigheden som også står for afløbssystemet. Bedene bliver oprenset 1-2 gange om året og der sker løbende etablering af nye i samarbejde med vejmyndigheden. Driften af regnbundene er således blevet en rutine på linje med drift af de grønne områder.

Vi så mange udformninger af regnbede som alle uden videre kunne implementeres i de danske byers veje!

Flere træer

Portland-området med 2,2 mio. indbyggere går for at være USA's grønneste by med en meget stor tæthed af træer og planter. Træer har mange fordele – de gør kvarteret mere attraktivt og de tilbageholder og forsinker regnvand på overfladen. Dette medvirker til en reduceret belastning af recipienter og bedre vandkvalitet og ikke mindst giver de skygge og fordampning, hvilket medvirker til køling i varme perioder. Derudover giver træer hjem til flere insekter og dyrearter og øger biodiversiteten.

Miljømyndighederne vil plante vejtræer i oplandet sammen med foreningen ”Friends of Trees” og borgere i almindelighed. Derudover kan borgerne afhængig af beliggenhed købe træer med rabat og få afslag i det månedlige vandaflødningsbidrag. Der påtænkes

plantning af ca. 80.000 nye træer i byen de næste 10 år.

LAR på oplandsniveau

Myndighederne har efterhånden fået mere erfaring med borgerinddragelse og LAR-løsninger. Fra at være tiltag som man forsøgte sig med indgår de nu i den planlagte kloakfornyelse – opland til opland.

Det nyeste oplandsprojekt i Portland er ”Tabor to the River” hvor man har lavet en helhedsorienteret planlægning af regnvandshåndteringen for et kloakopland på 6 km² by. Der skal afkobles nedløbsrør og laves grønne gader, plantes træer m.m. for at undgå oversvømmelser af kældre og terræn samt overløb fra fælleskloakken til floden.

Filosofien bag denne renovering er baseret på LID – Low Impact Development, hvor bl.a. regnvandet forsøges håndteret så naturligt og bæredygtigt som muligt. Dette gøres ved de nævnte LAR-metoder og giver flere gevinster end ved traditionel kloaksanering. Det kræver også en større og mere facetteret indsats fra miljø- og vejmyndighedernes side, da der er flere samarbejds- og kontaktflader, hvilket udfordrer de organisatoriske og kommunikative kundskaber højere end de tekniske.

Man ønsker et sundt vandområde i ”Tabor to the River” og det betyder at man fra det of-





Figur 3. Fra Seattle: Til venstre ses slynget vej med grøftebede. Til højre ses den tilstødende vej i sin oprindelige form. Bemærk kontrasten (Foto: Peter Duus).

fentliges side vil bekæmpe de invasive plantearter og tilskynde private til det samme. I Tabor-parken vil man bekæmpe engelsk vedbend og genplante naturlige hjemmehørende arter. Borgerne inddrages via borgergrupper, hjemmesider og workshops. Oprindeligt blev det vurderet at en separering af kloakken i Mt. Tabor-oplandet vil beløbe sig til kr. 800 mio. Men ved at bruge LAR forventes at udgifterne reduceres til kr. 450 mio.

Selvom der gøres meget for at reducere regntilførsningen til fællessystemet er man i Portland alligevel nødt til lave afskærende ledninger på begge sider af floden for at redu-

cere overløb. Men ved hjælp af LAR kan man nu nøjes med 2/3 af den kapacitet som var nødvendig før – og det stopper ikke her.

Tænk utraditionelt

Ved at turde tænke utraditionelt kan kommuner og forsyninger på en gang løse fremtidens afløbsproblemer, skabe en ny og bedre by og måske spare millioner af kroner. Udfordringen ligger i at bryde vanetænkningen om hvordan opgaver løses på afløbsområdet og håndtere etablering og drift af nye typer anlæg.

En af fremtidens store udfordringer på afløbsområdet er derfor, at ændre forståelse

fra at regnvandshåndtering er et problem, der skal løses, til at være en mulighed, der skal udnyttes. Dette kræver, at der åbnes for et bredt samarbejde om en tværfaglig indsats, hvor ikke blot forsyningerne, men også de kommunale forvaltninger med byplanlæggere, byggesagsbehandlere og miljø-, natur- og vejafdelingerne arbejder for et fælles mål: en bæredygtig lokal regnvandshåndtering – og meget gerne med inddragelse af borgerne.

En række lande har siden de tidlige 1990'ere arbejdet systematisk på at udvikle og dokumentere metoder til lokal håndtering af regnvand. Inddragelse af udenlandske erfaringer med lokal håndtering af regnvand kan derfor ikke blot bruges til at inspirere til dette samarbejde, men også som en del af dokumentationen af lokale metoders hydrauliske potentiale og deres potentielle miljøeffekter.

Spread it out, slow it down, soak it in.

PETER DUUS (duus@orbicon.dk) og SØREN GABRIEL (sgab@orbicon.dk) er begge civilingeniører, der arbejder hos Orbicon med håndtering af regn- og spildevand.



Figur 4. Eksempel fra Portland. Til venstre ses vejtræer i city. Til højre ses Mt. Tabor School hvor regnvand fra tagene og skolegården ledes til et regnbed, hvor det siver ned. Regnbedet er placeret så træerne giver skygge til de klasseværelser, der tidligere var plaget af sol i sommerhalvåret, og airconditionen kunne ikke følge med. Nu er den lukket. Førhen var der parkeringsplads (Foto: Peter Duus).

Dobbeltporøs Filtrering

Dobbeltporøs Filtrering (DPF) er en ny teknologi, der er udviklet til rensning af vejvand. Teknikken, der er patenteret, er målrettet samtidig fjernelse af partikulære og opløste forureninger. First proof of concept er gennemført i perioden 2007-2009 i et pilotanlæg i Ørestad, der modtager regnafstrømning fra 1,3 ha veje og P-arealer. Licensaftale er under indgåelse med privat firma, og den første afprøvning af fuldskalaanlæg med specialudviklede DPF-industrimoduler forberedes.

MARINA BERGEN JENSEN,
PER EDUARD ROBERT BJERAGER &
KARIN CEDERKVIST

Vejvand er en kompliceret cocktail. Ikke nok med at regnafstrømningen fra vejene indeholder stort set alle tænkelige stoffer i stort set alle tænkelige koncentrationer (se artikel af Ingvertsen m.fl. andet steds i dette blad), afstrømningshastigheden er også meget variabel. Sammenlignet med andre typer spildevand, f.eks. husholdningsspildevand og industrispildevand, der ankommer til renseanlæggene med nogenlunde samme volumen døgnet rundt, varierer regnafstrømningen voldsomt. Fra tørke til monsteregn. Renseudfordringen har dermed både en stofmæssig og en hydraulisk dimension.

Innovativ efterspørgsel

I Ørestad udgør de mange åbne vandspejl, i form af et over 10 km langt kanalsystem, det vel nok mest markante og karaktergivende træk i denne nye slipseformede bydel på 700 m x 5 km i København. Kanalerne er samtidig bydelens system til regnhåndtering. Så når det regner, stiger vandspejlet i kanalerne, mens det i lange tørkeperiode langsomt falder. Hovedforsyningen til kanalerne er drænvand fra nabobyen Tårnby, der pumpes ind i kanalerne. By & Havn, Københavns Kommune og Københavns Energi ønsker at den grønne miljøprofil skal veje højt over bydelen. Metroen, der overflødiggor en stor bilpark; de høje boligblokke, der rummer mange mennesker og samtidig tillader en stor andel grønt; og de høje standarder for byg-

geri er udtryk for dette ønske. Tilsvarende ses regnvandet som en ressource, der er med til at bringe liv til bydelen ved at bidrage til kanalernes vandforsyning.

Rensning uden kemikalier

I øjeblikket ledes al regnafstrømning fra tagflader direkte ud i Ørestads kanaler. Det skal vejvandet også på sigt, men på grund af vejvandets dårlige kvalitet og fravær af en ikke-miljøbelastende renseteknik, pumpes det p.t. til renseanlæg. Der mangler nemlig en ikke-miljøbelastende renseteknik. Det blev man klar over allerede i slutningen af 1990'erne hvor man forsøgsvist tillod vejvand at løbe direkte ud i nogle af de første kanaler. Det resulterede i en uacceptabel, gråbrun fane i vandet. Kanalerne er et rekreativt element, så vandet skal være så klart at man kan se bunden, dvs. 1,2 m sigtddybe. Drænvandet fra Tårnby renses før udledning til kanalerne i et Actiflo-anlæg, der er baseret på tilsætning af jernklorid, polymer og mikrosand. Dette



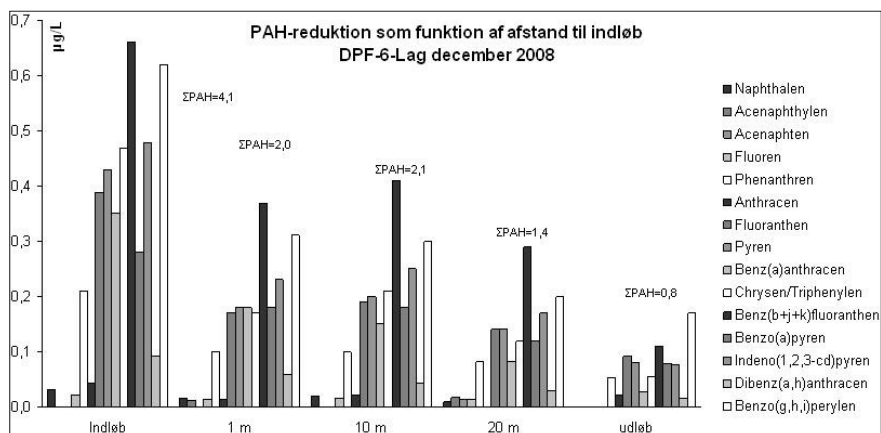
Figur 1. Pilotanlægget i Ørestad 2006, under etablering. Indesluttet i vandtætte membraner ligger til højre DPF-6-Lag, og til venstre DPF-18-Lag, begge 3,4 m brede og 49,5 m lange. Indsat foroven er en prøveserie af vejvand under rensning i DPF-18-Lag, udtaget på en regnvejrsdag i januar 2007. Prøven længst til venstre er indløbsprøven (0 m), mens prøven længst til højre er udløbsprøven (50 m). De 8 prøver derimellem er udtaget gennem små sondeslanger indlagt i udvalgte højporøse lag (strømningslag) i afstandene 1 m, 10 m, 20 m, 30 m, 40 m og 49 m. Indholdet i suspenderet stof falder fra knap 400 mg/L til omkring 2 mg/L over de 50 m.

resultater i nogle meget lave koncentrationer af suspenderet stof, tungmetaller og fosfor. Københavns Kommune har givet tilladelse til denne renseteknik, men kun midlertidigt, fordi man ønsker at finde frem til en renseteknologi, der kan rense vejvand og drænvand uden brug af kemikalier og med lille eller intet energiforbrug. Det er her udviklingen af Dobbeltporøs Filtrering kommer ind i billedet.

Københavns Universitet fik i 2001 til opgave, i samarbejde med Rambøll, og under medfinansiering af Københavns Energi, By & Havn, Realania, Københavns Kommune og Videnskabsministeriet at udvikle et renseanlæg baseret på naturlige resemekanismer til rensning af vejvand til skrappe krav (se Tabel 1). Plantebaserede renseanlæg blev overvejet, men hurtigt droppet igen. Dels på grund af den dårlige rensning i vinterhalvåret, hvor henfald af plantemateriale ligefrem kan føre til frigivelse af akkumuleret forurening, dels på grund af sådanne anlægs pladskrav. Idéen til det dobbeltporøse filtreringsprincip opstod i 2001, og er inspireret af stoftransport i struktureret morænejord. Her fører dybtgående høj-permeable biologiske makroporer og tektoniske sprækker strømmende vand dybt ned i jorden, under samtidig udveksling af stof med den omgivende, lavpermeable ler-matrice. Ideen blev patentanmeldt af Københavns Universitet med prioritetsdato 26.06.2002 og ansøgningsnummer PCT/DK2003/000443. Siden er der udstedt patent i USA og Europa.

Sådan virker Dobbeltporøs Filtrering

Et Dobbeltporøst Filter har to porøsiteter; en høj og en lav, i form af to typer af alternerende



Figur 2. Indhold af PAH i vandprøver udtaget med sondeslanger i stigende afstand fra indløbet i strømningslag nr. 2 fra oven fra DPF-6-Lag under regn december 2008. PAH'erne er ved hver afstand afbilledet i den anførte rækkefølge. Sum PAH er anført for hver prøve som Σ PAH ($\mu\text{g/L}$).

vandrette lag. De højporøse lag udgør en form for spalteformet makrostruktur beregnet til fremføring af vandet, mens de lavporøse lag udgør den omkringliggende matrice, hvor forureningen skal akkumuleres. Vandet strømmer vandret gennem filteret via de højporøse lag, der i princippet blot er en åben spalte af få millimeters højde. Undervejs afsættes forureningen til de underliggende lavporøse lag. I de lavporøse lag er vandet stillestående, eller langsomt strømmende, og her placeres et godt filtermateriale, der samtidig har en vis porøsitet (hulrumsprocent). Opløste forureninger adsorberes til filtermaterialets overflade, mens partikulære forureninger lejrer sig i hulrummene. Med en membran under de lavporøse lag forhindres tab af akkumuleret materiale til det underliggende højporøse lag. Filterets kapacitet vokser med antallet af dobbeltlag, der stables oven på hinanden, og disses bredde (det samlede tværsnitsareal).

Graden af rensning vokser med vandets opholdstid, hvilket vil sige at rensesgraden stiger med filterets længde ved en given bredde, højde, og strømningshastighed (gradient). Princippet i Dobbeltporøs Filtrering er illustreret på DPF-hjemmesiden (se link under referencer), der også har en animation af rensprocessen, udarbejdet af Rambøll.

Test i pilotanlæg i Ørestad

I perioden 2001 – 2004 blev ideen testet i et 2 m langt laboratoriefilter. På baggrund af lovende laboratorieresultater blev der i 2005 – 2006 bygget et DPF-pilotanlæg til rensning af vejvand fra 1,3 ha veje og P-arealer i Ørestad. Pilotanlægget er placeret under plænen i Ørestads største park, Byparken, således at parkens fulde areal fortsat kan benyttes til rekreative formål, og publikum ikke eksponeres til de forurenede stoffer, der fjernes fra vejvandet. I perioden 2007 – 2009 er der gennemført first proof of concept med tilfredsstillende resultat, og i øjeblikket pågår produktmodning og markedsføring i samarbejde med potentiel licenstagere.

First proof of concept er gennemført på pilotanlæg i Ørestad. Her sammenlignes to versioner af et Dobbeltporøst Filter, dels et grovere DPF-filter bestående af 6 dobbeltporøse lag, dels et etableringsmæssigt dyrere DPF-filter bestående af 18 lag men med forventet bedre rensning og tre gange så lang levetid:

DPF-6-Lag består af 6 dobbeltporøse enheder med en spaltehøjde i højporøse lag på 6 mm og en tykkelse af lavporøse lag på 10 mm. Filtermateriale: Hård bryozokalk fra Faxe Kalkbrud med kornstørrelse 1-3 mm og 50 % porøsitet.

DPF-18-Lag består af 18 dobbeltporøse enheder med en spaltehøjde i højporøse lag på 4 mm og en tykkelse af lavporøse lag på 10 mm.

Tabel 1. Resultat af afprøvning af dobbeltporøs filtrering. SS = suspenderet stof. De anførte koncentrationer af zink, kobber, krom, bly og fosfor er totalindhold (både opløst og partikulært bundet). Gns = koncentrationsgennemsnit for de 25 hændelser. Min-max = laveste og højeste koncentration blandt de 25 hændelser. Stdafv = Standardafvigelse. (n) = antal hændelser gennemsnit er baseret på. % fjernet = gennemsnitlig udløbskoncentration i procent af gennemsnitlig indløbskoncentration. KK er Københavns Kommune.

		SS	Zink	Kobber	Krom	Bly
		mg/L	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$
	Krav fra KK	25,0	110,0	12,0	10,0	3,2
Indløb	gns.	123	98	25	18	9
	min-max	23-393	28-208	9-50	8-58	1-22
	stdafv. (n)	87,1 (25)	51,9 (25)	10,7 (25)	12,4 (25)	5,2 (25)
DPF-6-Lag	gns.	10,5	29,5	12,2	10,9	1,0
	min-max	1,4-25,8	9,7-70,2	7,4-20,5	3,1-37,2	0,2-2,5
	stdafv. (n)	6,2 (23)	14,7 (23)	3,5 (23)	9,3 (23)	0,7 (23)
	% fjernet	91,5	70,0	50,6	40,5	88,1
DPF-18-Lag	gns.	1,4	12,5	9,6	10,0	0,2
	min-max	0,4-4,4	2,5-29,2	4,8-24,1	2,6-38,4	0,0-0,5
	stdafv. (n)	0,8 (24)	7,2 (24)	4,4 (24)	9,7 (24)	0,1 (24)
	% fjernet	98,9	87,3	61,1	45,7	97,7

Tabel 2. Resultater fra in situ coatningsforsøg med okkerslam og kompostekstrakt. Tilbageholdelse af kobber (tilsat som Cu²⁺), krom (tilsat som kromat), og arsen (tilsat som arsenat). Der blev tilsat i alt fire pulse, henholdsvis før coating (kun kalk), og efter hvert step i coating-sproessen. Det ses at tilsætning af okkerslam (amorf jernoxidhydroxider) har den mest markante effekt på tilbageholdelsen, og bør overvejes som filteringsrediens ved fremtidige anlæg.

Metal	Koncentration i udløb umiddelbart før pulstilsætning µg/L	Koncentration i udløb ved ligevægt efter pulstilsætning µg/L	Hypotetisk konc. hvis der kun foregår fortynding af puls µg/L	Reduktionsfaktor (hypo. konc. /obs. konc.)
Puls 1. Anlægget indeholder kalk				
Cu	16	18	435	24
Cr	2,3	127	170	1,3
As	3,6	31	170	5,5
Puls 2. Anlægget indeholder kalk + okkerslam				
Cu	8,0	9,6	390	41
Cr	0,6	1,5	152	101
As	1,0	2,0	152	76
Puls 3. Anlægget indeholder kalk + okkerslam + kompost-ekstrakt				
Cu	26	36	390	11
Cr	7,9	3,6	152	42
As	2,4	3,5	152	43
Puls 4. Anlægget har været underkastet redoxbehandling og har nu den færdige coating				
Cu (ICP-MS)	13	16	386	24
Cr	0	4,6	151	33
As (ICP-MS)	2,5	2,9	151	52

Filtermateriale: Hård bryozokalk fra Faxø Kalkbrud med korntørrelse 1-3 mm og 50 % porøsitet.

De to filtre ligger parallelt i den samme udgravning, og måler begge 3,4 m * 49,5 m, se figur 1. De er hydraulisk adskilte, da de er indpakket i hver sin membran, og er dimensioneret til samme hydrauliske kapacitet, nemlig 9 m³/t, svarende til at 95 % af årsafstrømningen fra det tilkoblede opland på 1,3 reduceret hektar, forventes at passere igennem, mens kun 5 % sendes i overløb.

Når det regner løber vejvandet ned i nedløbsbrønde på vejene, hvorfra det via rørledninger føres til en pumpestation forsynet med sandfang og olieudskiller. Pumpestationerne pumper vejvandet fra Ørestad ud i Øresund, bortset fra den andel der ledes til pilotanlægget. Vevandet, der modtages i pilotanlægget har således passeret et sandfang allerede.

Gode renseresultater

Pilotanlægget har renset vejvand fra Ørestad med tilfredsstillende resultater. Der er undersøgt 25 regnhændelser i første halvår af 2007, hvor ind- og udløbskoncentrationer af suspenderet stof, zink, kobber, krom, bly og fosfor er bestemt og sammenholdt med kommunens krav til kvalitet af det rensede vand (figur 1 og tabel 1). Dette er dokumenteret i Basisrapport. Ud fra de samme hændelser er opstillet massebalancer og estimeret levetid, ligesom andelen af organisk stof, fordeling af zink, kobber, krom, bly og fosfor på opløst og partikulær form er bestemt. Derudover er renseevnen for yderligere 29 grundstoffer

bestemt, og der er rapporteret data fra kam-pagnemålinger på miljøfremmede organiske forbindelser, se eksempel i figur 2. Endelig er der fundet korrelationsværdier mellem suspenderet stof og turbiditet, zink, kobber, krom, bly og fosfor. Dette er alt sammen beskrevet i Tillæg 1 til Basisrapport. Efter det første halv år blev det besluttet at forsøge at forbedre fjernelsen af krom. Der blev derfor gennemført en coating af bryozo-kalken i DPF-6-Lag bestående af humus og jern, der blev tilsat enkeltvis i form af henholdsvis vandigt kompostekstrakt og okkerslam fra vandværk, og efterfølgende udfældet via en mikrobiel drevet reduktions- oxidationsproces. Effekten af coatingen på fjernelse af krom og kobber samt 9 PAH-forbindelser blev testet med kunstige pulstilsætninger direkte til indløbet under recirkulerende steady-state flow forhold (Tabel 2). Efterfølgende blev der opsamlet yderligere 17 naturlige regnhændelser, der blev analyseret efter samme program som de først 25 regnhændelser. Der blev desuden gennemført en enkelt vurdering af fjernelsen af patogener. Resultatet af disse analyser findes i Tillæg 2 til Basisrapport, og er også beskrevet i Cederkvist et al., 2010.

Optimerede industrimoduler

DPF anlægget i pilotskala i Ørestad er opført efter "de forhåndenværende søms princip". Det vil sige, at den 50 m lange og 8 m brede stak af dobbeltporøse lag er opbygget ud fra eksisterende, eller svagt modificerede, produkter på markedet. Således er de højporøse strømningslag skabt ved hjælp af geo-net, mens de lavporøse kalklag er frem-

stillet ved en modifikation af bentonitmembraner. Dette har fungeret, men det vurderes, at der vil kunne opnås en bedre rensning med et special-designet element. Desuden har de gennemførte forsøg med pilotanlægget vist, at det er nødvendigt regelmæssigt, at kunne fjerne sediment fra indløbsiden for at opretholde strømningskapaciteten og opnå en acceptabel levetid af anlægget.

På vej mod industriel fremstilling

I øjeblikket arbejdes der i samarbejde med potentiel licenstagere på at fremstille specialudviklede moduler. Disse skal være egnede til industriel fremstilling, og skal via designet optimere funktion, anlæg og drift af fuldskala DPF-filtre. Dermed forventes vejen at være banet for kommercialisering og udbredelse af DPF-teknikken. Der er indhentet forslag til design i form af prototyper fra to tyske firmaer, der begge er under testning i ny laboratorieopstilling. Disse er fremstillet i PE og forsynet med klikssystemer til hurtig samling ved én person. For at forlænge levetiden af filteret er der derudover designet et spulbart forfilter, der opbygges af samme slags DBF-plastmoduler med uden indflydning af kalk.

København regner med DPF

Københavns Kommune har indskrevet rensning af vejvand med Dobbeltporøs Filtrering i deres Spildevandsplan 2008-2012: "Såfremt vejvandsrenseanlægget i Ørestad giver tilfredsstillende resultater på renseevne og økonomi, kan to fuldskalalanlæg etableres i Ørestad". Med de specialdesignede DPF-plastmoduler forventes såvel god renseevne som god totaløkonomi, set i forhold til levetid og alternativ kemisk rensning.

Referencer

Artiklen er baseret på følgende tre rapporter, der alle findes på DPF-hjemmesiden (www.sl.kvl.dk/Forskning/ParkerOgUrbaneLandskaber/Dobbeltporoes_filtrering.aspx): Basisrapport. Tillæg 1 til Basisrapport. Tillæg 2 til Basisrapport. Desuden refereres til: Cederkvist, K., Holm, P.E., and Jensen, M.B. 2010. Full scale removal of arsenate and chromate from water using a limestone and ochreous sludge mixture as low cost sorbent material. Water Environment Research, 82(5):401-408.

MARINA BERGEN JENSEN, mbj@life.ku.dk, hortonom, Ph.D, Seniorforsker ved Skov & Landskab.

KARIN CEDERKVIST, karince@life.ku.dk, miljøkemiker, Ph.d.-studerende ved Institut for Grundvidenskab og Miljø.

PER EDUARD ROBERT BJERGAGER, pebj@life.ku.dk, agronom, Videnskabelig assistent ved Skov & Landskab.

Hvordan tilpasser vi os til et ændret klima?

Ifølge adskillige undersøgelser tror ca. 40% af Danmarks befolkning ikke på klimaændringer. Desværre afhænger ændringer ikke af spørgeskemaer, og vi ser allerede nu tydelige tegn på klimaændringer i den retning som klimamodellerne forudsiger. Derfor må vi forberede os på et ændret klima. Men hvad indebærer det og skal vi virkelig starte nu? Denne artikel fokuserer på tilpasning til ændringer i klimaet.

KARSTEN ARNBJERG-NIELSEN

Klimaændringer er i dag en kæmpe udfordring. Sådan behøvede det ikke at være. Efter energikrisen i starten af 1970'erne kom der god gang i forskning og udvikling af fossilfrie energiformer. Paradoksalt nok blev denne udvikling gradvist sat i stå samtidig med at problemerne med klimaændringer blev mere og mere tydelige. Vi skal nu både imødegå klimaændringerne ved at mindske udledningerne af drivhusgasser og samtidigt tilpasse sig et ændret klima. Det er et spørgsmål om risiko og økonomi – og håndtering af store usikkerheder.

Beslutninger om tilpasning til klimaændringer

Den første og vigtigste beslutning er at betragte problemet på den rigtige måde. Tilpasning til klimaændringer handler ikke primært om hvilken tro og viden vi har om problemet, men om hvordan vi handler bedst. Forskellen er illustreret i tabel 1. Tabellen er udfyldt på baggrund af bl.a. /1/ og handler om, hvordan man kan håndtere klimaændringer i form af øget ekstremnedbør. Hvis man kigger på problemet rækkevist har man en tendens til at vurdere blot den første række; og så er der jo lige god grund til ikke at reagere på klimaændringer som at tilpasse sig et ændret klima. Men ved vurdering af søjlerne er man tvunget til at kigge på flere aspekter, og så burde det være ret klart, at tilpasning er en god ide.

Det samme princip kan og bør benyttes på

skovrejsning, isolering af huse, mindskelse af udledningerne af drivhusgasser – faktisk alle typer af beslutninger. Men der bruges ofte lang tid på at diskutere de vandrette rækker hver for sig. Ved at huske at tænke i de lodrette søjler og få så mange vandrette rækker ind som muligt (påvirkning af både miljø og mennesker, subjektive ønsker mv.) får man det bedste grundlag for at tage sin beslutning.

Hvilket scenarium skal man bruge?

Regeringen har meldt ud, hvilken fremtid man forventer sig med hensyn til klimaændringer. Det er det scenarium, der hedder A1B, svarende til en verden med stor økonomisk vækst, kraftig globalisering og stor investering i og anvendelse af bæredygtige teknologier og metoder. Udmeldingen er kommet efter et kraftigt ønske fra især KL, der længe har ønsket sig et konkret scenarium at planlægge ud fra. Lige nu virker det ikke som

det mest oplagte scenarium for fremtiden, men det er faktisk ikke så vigtigt. Der er jo store usikkerheder på scenarierne, både på udledningerne og hvordan klimaet bliver. Scenarierne blev udviklet i 1990'erne og allerede nu kan vi se på en række væsentlige forskelle mellem virkeligheden og de udviklede scenarier. Nedenfor er der angivet nogle eksempler.

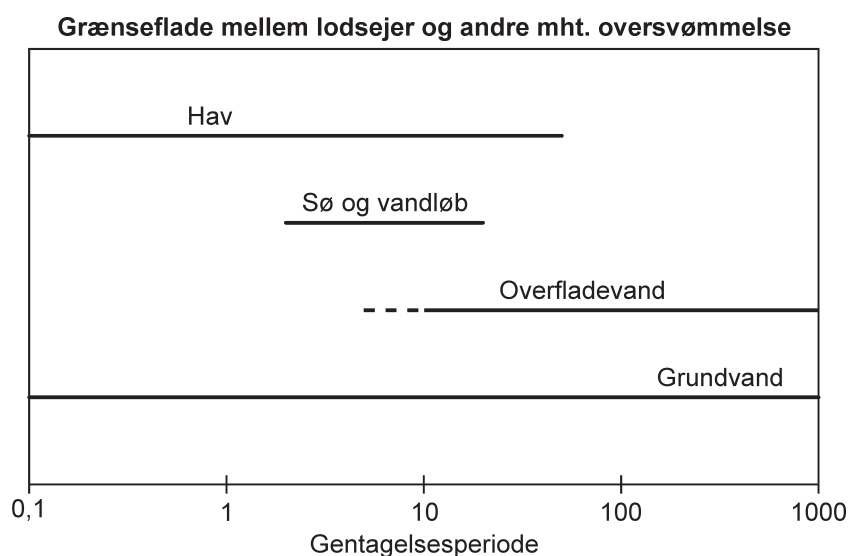
Antagelserne om befolkningstilvæksten anses i dag for at være urealistisk. Fødselsraterne falder hurtigere end forudset, så derfor bliver overbefolkningen ikke så stort et problem som forudset i scenarierne. Til gengæld påvirker det ikke forventningen til udledninger af drivhusgasser væsentligt; man forudsætter, at færre mennesker vil opvejes af et højere forbrug pr. person.

Under det verdensomspændende økonomiske boom i starten af 00'erne oversteg udledningen af drivhusgasser væsentligt endog det voldsomste af de scenarier som indgår i klimaforskernes modeller. Den efterfølgende krise medførte et kraftigt fald i udledningerne fra Europa og Nordamerika, som heller ikke er med i noget scenarium.

Så scenarier – uanset hvilken af dem der vælges – giver ikke endegyldige svar på fremtiden. Så valg af et enkelt scenarium for klimatilpasning vil give et kunstigt indtryk af, at vi kender fremtiden mere præcist end tilfældet er. Vi er nødt til at planlægge efter at vi ikke kender fremtiden præcist – også med hensyn til klimaændringer.



Vandet banker allerede på. Fotograf Jakob H. Hansen, COWI.



Figur 2. Oversigt over hvornår lodsejeren selv er økonomisk ansvarlig for oversvømmelser af sin ejendom som funktion af, hvor tit oversvømmelserne forekommer samt type af oversvømmelse. Hvis der er en streg for typen over gentagelsesperioden betyder det, at lodsejeren selv skal betale for skaderne, enten direkte eller via personlig forsikring. Det gælder om at undgå hændelser, der har en gentagelsesperiode på ca. 15 år; da er det altid lodsejerens eget problem.

Det indebærer ikke, at vi skal planlægge efter et uændret klima, tværtimod. Det betyder derimod, at vi skal være forberedte på, at klimaet ikke nødvendigvis ændrer sig præcist som vi tror. Det kan både blive bedre og værre end vi tror. Man kan også vende problemet: Klimaet er et trægt system og ændringerne vil fortsætte i mange årtier, ofte århundreder. Hvis vi derfor laver klimatilpasning til f.eks. ekstremregn svarende til vores bedste bud på klimaet i år 2100 kan det være, at vi i virkeligheden tilpasser os det klima vi får i år 2070 eller måske i år 2150. Men vi efterkommere skal nok komme til at opleve de klimaændringer vi tilpasser os til – i alt fald noget der ligner!

Hvilke sektorer påvirkes?

Klimaet vil påvirke os alle på en lang række måder. Imidlertid er der i mange tilfælde god grund til IKKE at tilpasse sig et ændret klima før det kommer. Som eksempel kan nævnes en landmand, der gerne vil omstille sig til at

dyrke frilands-tomater, fordi det vil være en god afgrøde i år 2100. Men hvis han omstiller allerede nu må han nok være forberedt på, at hans produktion de næste 60 – 100 år i gennemsnit vil give underskud. Så han skal nok vente med omstillingen! Som eksemplet viser, er de sektorer der påvirkes dem der investerer med et meget langt perspektiv. Dem er der ikke så mange af. I regeringens klimatilpasningsplan er der i alt nævnt 12 sektorer /2/. De sektorer, der har lang tidshorisont kan samles under overskrifterne kystsikring, byggeri og anlæg, infrastruktur, skovbrug, samt arealanvendelse. Alle ovennævnte sektorer har meget lang tidshorisont for anvendelse af deres investeringer. Som eksempel kan nævnes, at 1/3 af alle veje i Koldings centrum ligger samme sted som for 500 år siden, at hovedkloaksystemet også ligger samme sted som for 100 år siden, mange af husene i byen er mere end 60 år gamle, osv.

Mange andre sektorer, herunder f.eks. naturbeskyttelsen, påvirkes også af klimaændringer.

Men svaret på disse sektorers udfordringer er ikke tilpasning til et ændret klima på forhånd, men at tilpasse sig efterhånden som ændringerne opstår. Naturligvis med den tilføjelse, at mindskelse af klimaændringerne ved at mindske udledningerne af drivhusgasser gør det nemmere at bevare den eksisterende natur.

Regnafstrømning fra byer – eksempel

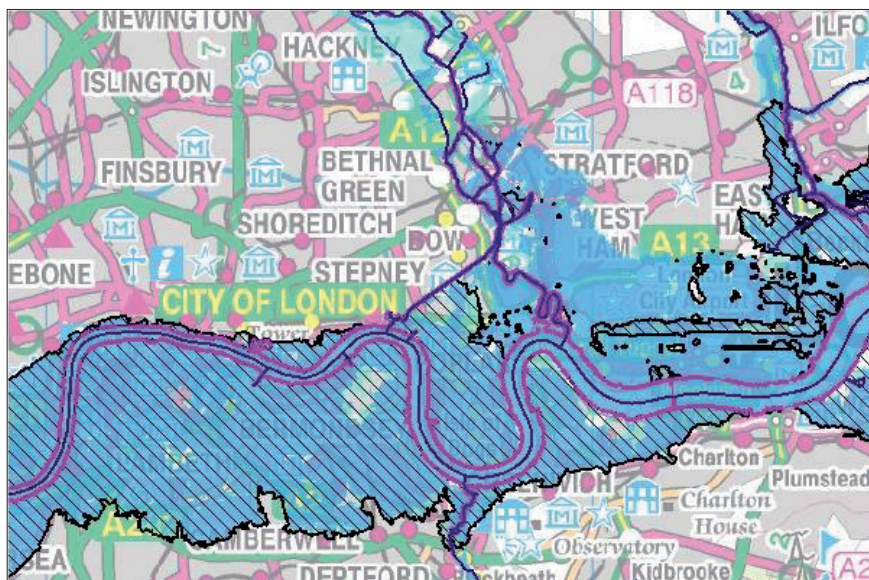
Vi har oplevet en kraftig stigning i antallet af ekstreme nedbørshændelser og antallet af oversvømmelser de seneste år. Det har givet en lang række spektakulære billeder som det, der er vist på figur 1. Faktisk er ændringerne i ekstrem nedbør siden 1980'erne omtrent lige så store som dem klimamodellerne forudsiger, vil ske i løbet af en 100 års periode. Der er ikke megen tvivl om, at en del af denne ændring er forårsaget af klimaændringer. Samtidigt må vi erkende, at vi ikke er klar over, hvor stor denne del er. Det kan således godt tænkes, at klimaændringerne i form af ekstremregn vil blive en del kraftigere end vi har troet indtil nu. Men det er samtidigt sandsynligt, at vi på et tidspunkt vil opleve en periode med faldende antal ekstreme nedbørshændelser.

Stigningen i antallet af hændelser af oversvømmelser har sat fokus på, hvad der er årsagen til oversvømmelser, og hvem der i givet fald betaler for skaderne. Som angivet i figur 1 afhænger betalingen i høj grad af, hvilken type af oversvømmelse, der er tale om og hvor hyppigt den forekommer rent statistisk. Det har den enkelte lodsejer imidlertid ikke megen mulighed for at forstå, endsige beregne sandsynlighederne for selv. Som det kort kan formuleres: Uanset om vandet er salt eller ej, er det surt at blive oversvømmet! I Storbritannien har man også oplevet en lang række oversvømmelser i starten af 00'erne. Det har medført, at den engelske regering har fået udviklet en lang række værktøjer og stillet dem til rådighed for borgerne. Værktøjerne giver dels et godt indblik i, hvilke lodsejere der har en høj risiko, dels giver de mulighed for at finde ud af, hvad der kan gøres ved problemet. Dele af materialet i Storbritannien er baseret på dansk teknologi. Tænk hvis denne teknologi også blev stillet til rådighed for danskere. Det ville give den enkelte lodsejer en bedre mulighed for at sikre sig – og være et godt værktøj til at afveje fordele og ulemper i forbindelse med hushandler.

Vi arbejder på DTU Miljø med gode tilpas-

Tabel 1. Beslutninger om klimaændringer tages ud fra valg mellem de lodrette søjler, ikke de vandrette rækker.

	Tilpasning til klimaændringer ved hjælp af større kapacitet af kloakker i byer	Ingen tilpasning, kloakker skal have uændret kapacitet
Klimaet ændrer sig ikke	Tab: Kloakkerne er mange steder bygget for store	Alle er glade (Nogle fik ret, andre fik ikke katastrofen)
Klimaændringer sker præcist som forudset	Økonomisk gevinst, men ingen er rigtig glade	Meget store økonomiske tab i form af hyppige og kraftige oversvømmelser



Figur 3. Eksempel på visning af områder i det centrale London, hvor der er høj sandsynlighed for oversvømmelse. Kort og en god hjemmeside med hjælpeværktøjer findes på <http://www.environment-agency.gov.uk/flood>.

ningsløsninger på tre fronter. Den ene er at fremskaffe bedre viden om klimaændrings effekt på ekstremregn. Den anden er at finde ud af, hvilke typer af tilpasningstiltag, der er bedst i forskellige sammenhænge. Det sker bl.a. i partnerskabet Vand I Byer /3/. Den tredje er ved at udvikle teknologier, der gør flere løsninger mulige. En oversigt over hvilke

muligheder vi mener, der vil komme i spil i løbet af de næste årtier er netop offentliggjort /4/.

Konklusion

Det er på høje tid, vi sætter fokus på tilpasning til de klimaændringer vi nu har set, og som vi forventer fortsætter, måske endda i

hurtigere takt end nu. Særligt følsomme områder er arealplanlægning, kystsikring, byggeri og anlæg, infrastruktur, skovbrug, samt arealanvendelse. Vi har allerede set væsentlige ændringer i hyppigheden af oversvømmelser de sidste årtier. Det har givet større opmærksomhed på, at ansvarsfordelingen ved skader er uigennemsigtig og uheldig.

Referencer

- /1/ Arnbjerg-Nielsen, K., Fleischer, H.S., Hansen, J.H., Olsen, D.B., Seidelin, C., Nielsen, T., Kunnerup, T., 2007: Klimatilpasning af afløbssystemer og metodeafprøvning. Økonomisk analyse. Miljøprojekt 1187. Miljøstyrelsen, København. ISBN 978-87-7052-585-5
- /2/ Regeringen, 2008: Strategi for tilpasning til klimaændringer i Danmark. Marts 2008.
- /3/ Partnerskabet Vand i byer, www.vandibyer.dk
- /4/ Sharma, A.K., Eriksson, E., Albrechtsen, H.-J., Henze, M. og Arnbjerg-Nielsen, K., 2010: Fremtidige klimatilpasningsteknologier. Energistyrelsen, København. ISBN 978-87-7844-867-5.

KARSTEN ARNBJERG-NIELSEN er lektor på DTU med speciale indenfor klimatilpasning og urban afstrømning.

Musicon byder på samarbejde på kryds og tværs

Roskilde har som resten af landet en udfordring med håndtering af ekstrem regn. For at løse udfordringerne satser Roskilde blandt andet på at aflede regnvandet overfladisk. Lige nu samarbejder Roskilde Forsyning og Roskilde Kommune om at etablere et rekreativt regnvandsanlæg. Vi etablerer verdens eneste parkområde – Rabalder Parken i Musicon – med plads til regnvand og skatere i et og samme anlæg.

SIGNE GUDIKSEN &
CHRISTIAN LERCHE

Om Musicon

Musicon har tidligere været både grusgrav, losseplads og senest betonvarefabrik. Den dækker et areal på 250.000 m², hvilket svarer til ca. 40 fodboldbaner. Rabalderparken udgør 40.000 m².

Området, der er centralt placeret i forhold til Roskilde Festival, skal rumme boliger, kulturhverv, butikker, boliger, uddannelse, koncertsteder, caféer, en højskole, et parkanlæg og Danmarks kommende rockmuseum. Der er planer om 650 boliger og 2.000 nye arbejdspladser.

Udviklingen er i fuld gang, og derfor er det nødvendigt at sikre afledningen af regnvand i bydelen nu, selvom området har en udviklingshorisont på mindst 15 år.

Byudviklingen og herunder etableringen af Rabalder Parken tager udgangspunkt i Roskilde Forsynings klimastrategi, der fokuserer på at forsinke regnvandet lokalt og gerne med en rekreativ dimension (se /1/).

Rabalder Parken - teknisk visionær regnafvanding

Regnvandet på Musicon skal løbe i overfladiske åbne render og kanaler og samles i flere store åbne regnvandsbassiner.

Når vi vælger at lade vandet løbe overfladisk er det ud fra et ønske om at udnytte vandet som et kreativt element. Samtidig anlægges vi et regnvandssystem, der er robust overfor de

øgede regnmængder som klimaforandringerne vil medføre. Endelig har vi lagt vægt på at finde en løsning, hvor vi skal grave mindst muligt, fordi jorden er forurenset.

Anlægget bliver udformet, så det passer ind i det omkringliggende bymiljø og understøtter dets karakter. Render og kanaler vil derfor skifte udseende alt efter hvor, du befinder dig i området.

I stedet for at regnvandshåndteringen fratrækker den nye bydel Musicon plads, er vi i gang med at etablere et regnvandsanlæg, der giver plads til aktiviteter og væresteder.

Regnvandskanalerne bruges til skatere

I alt 445 meter regnvandskanaler snor sig gennem området ned til regnvandsbassinet. Heraf bliver de 110 meter anlagt i beton –

specielt til glæde for folk på hjul. Kanalernes bredde varierer fra 6 til 15 meter og dybden varierer fra 50 cm til ca. 1 meter. Kanalerne er store nok til at kunne lede al regnvand fra hele Musicon videre til bassinerne.

Afledningen fra de kommende byggerier sker direkte til kanalerne som overfladeafstrømning via mindre render i de enkelte bygninger.

I vandkanalerne vil der kun kortvarigt strømme vand igennem, når det regner. Kanalerne bliver udformet, så de kan bruges af blandt andre skatere, når der ikke er vand i. Idéen med at udnytte udtørrede vandløb til såkaldte "snake runs", hvor du kan skate, stammer fra USA. I Danmark har vi ikke tradition for at lade regnvandet løbe over jorden i anlæg som disse, så snake runs ses kun i etablerede skateparker - indtil nu.

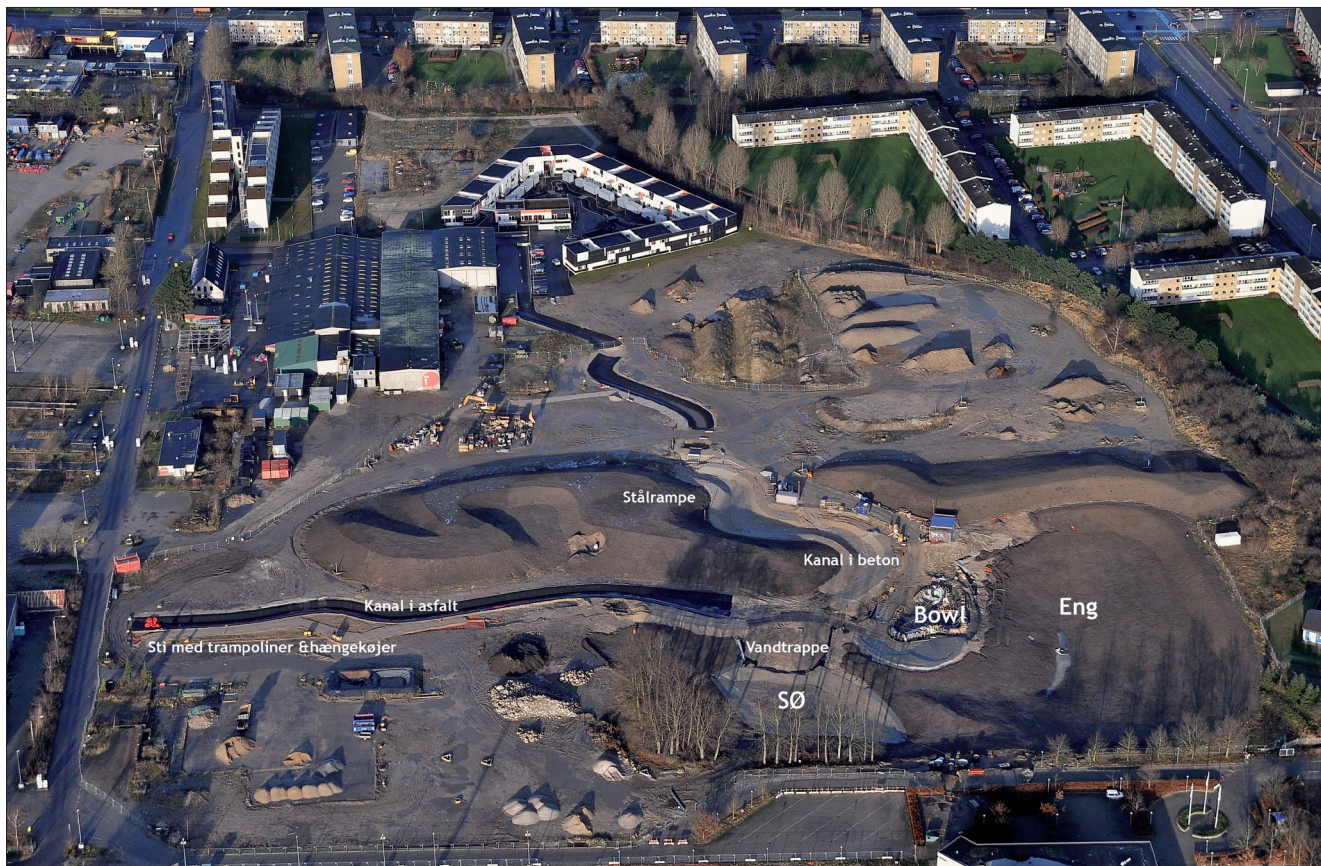
Regnvandsbassinet

Regnvand fra Musicon bliver via kanalerne ledt ned til et stort tre-delt regnvandsbassin i den sydlige del af området (se boks 1).

Bassinerne fyldes et efter et, når det regner kraftigt og vedvarende. Når det regner meget og Sø-bassinet bliver fyldt, vil vandet løbe over og fylde Eng-bassinet. Hvis det regner ekstremt meget og længe, løber vandet til sidst over og fylder betonbassinet.



Figur 2. Bowlen (foto Bo Ejstrup).



Figur 1. Rabalderparken (foto Roskilde Kommune).

Bassinerne tømmes ved hjælp af en pumpe. Regnvandet pumpes op i kloaksystemet og ledes via det eksisterende regnvandssystem ud i Roskilde Fjord.

Det tre-delte bassin er klimasikret. Det er dimensioneret ca. 20 % større end det ville være blevet med den gamle dimensioneringspraksis. Forventningen er, at alle tre bassiner kun vil være fyldt til det dimensionsgivende niveau hvert tiende år. Sø-bassinet vil have et dagligt vandvolumen på ca. 1.000 m³, men kan indeholde i alt 23.000 m³ regnvand.

Bassinerne dækker til sammen et areal på størrelse med en fodboldbane og kan rumme lige så meget vand som 10 svømmehaller.

Bowlen i bassinet

Også "bowls" i beton er inspireret af den amerikanske skate-kultur fra 70'erne. Ved at forene det nødvendige regnvandsbassin og en bowl med indbyggede reposer udnytter vi et ellers (ofte) tomt regnvandsbassin til glæde for skatere, rulleskøjteløbere og BMX'ere.

"I øjeblikket er amerikanske betonkonstruktører ved at afslutte projektet ved at støbe bowlen, den store beton-skål, til skatere og rulleskøjteløbere. Sideløbende er entreprenørerne fra Hoffmann i gang med at anlægge den 200 m² store vandtrappe, der leder vand fra kanalen ned til søen", fortæller Lise

Hammershøj, kommunikationsansvarlig - Musicon, Roskilde Kommune.

I forbindelse med bowlen bliver der et fladere område – også i beton, der kan bruges som både scene til dans & musik og skatet facilitet. Vi indlægger strøm ved bassinet, så det bliver muligt at afholde koncerter og dansearrangementer.

Grønt område

For at opnå bedre ressourceudnyttelse i området er det reneeste overskudsjord fra regnvandsbassiner og kanaler genanvendt. Det sker ved at forme jorden til et rekreativt landskab i bydelen som bakker og volde.

Kanalerne slynger sig gennem en del af bakkelandskabet, hvilket giver opholdsmuligheder på bakkerne og langs kanalernes kanter.

Vandtrappe

En vandtrappe forbinder vandkanalen med søen. Overløbet fra kanal til regnvandsbassin er udformet som et trappeanlæg med betonelementer. Det har forskellige former hvor vandet kan risle ned i en fordybning i midten af trappen. Overgangen får en bredde på 7-8 meter og en længde på knap 20 meter. Vandet bliver synligt hele vejen fra kanal til bassin.

Mellem betonelementerne bliver der plantet træer og buske, og der bliver lagt spotlys under vandet. Der er mulighed for, at børn og barnlige sjæle kan lege med små både og bygge dæmninger.

Der går en sti fra Rabalderstræde hen til vandtrappen. Langs stien kommer der trampoliner og hængeskøj, mens der ved bakkerne kommer grillpladser og væresteder.

Boks 1.

Det tre-delte bassin består af:

- Søen - et bassin der er permanent fyldt med vand.
- Engen - et bassin hvor der vokser engblomster og græs og som kun fyldes når det regner meget.
- Bowlen, som udformes som en skaterbane, er et bassin udført som en betonskål. Dette bassin bliver kun sjældent fyldt med vand og kun efter meget langvarig regn.



Figur 3. Kanalen (foto Lise Hammershøj, Roskilde Kommune).

Indvielse sommer 2012

Parken skal således tiltrække mange forskellige grupper lige fra børnefamilier til unge, klubber, skatere og motionister. Det er tanken at skabe gode rammer for leg og bevægelse. Der er i efteråret 2011 indviet en elektronisk legeplads i området. Rabalder Parken skal også være et område, som indbyder til ophold og hygge, hvad enten du har lyst til at grille, solbade, hænge ud med vennerne eller gå tur langs kanalerne.

Arbejdet går planmæssigt frem og forventes at blive indviet i sommeren 2012.

Samarbejde

Roskilde Forsyning har ansvaret for at udføre den tekniske del af regnvandsanlægget, mens Roskilde Kommune har ansvaret for at udføre de rekreative elementer.

For at anlægget kommer til at fungere optimalt, kræver det et tæt samarbejde mellem parterne og deres rådgivere.

Det er vigtigt, at projektets tekniske dimension og den rekreative dimension spiller perfekt sammen, så ingen elementer forringes af hinanden. Skateranlægget skal formes attraktivt for skaterne, men samtidig skal det sikre, at vandet kommer til at løbe rigtigt.

De rekreative elementer er udviklet af skater og arkitekt Søren Nordahl Enevoldsen med inspiration fra aktører på Musicon, herunder medlemmer af Hal 12, som i flere omgange har bidraget med ønsker til skatefaciliteterne. Desuden har kunstnerisk leder fra danseteateret Åben Dans samt øvelokaleforeningen Råstof Roskilde og Roskilde Kommunes integrationskonsulent bidraget med idéer og ønsker.

Roskilde Forsyning betaler anlæggelsen af regnvandsanlægget til ca. 25 mio. kr. Derudover har der været udgifter til håndtering af stærkt forurennet jord.

Roskilde Kommune betaler - med støtte fra Lokale- og Anlægsfonden og Foreningen Roskilde Festival - de rekreative elementer i Rabalder Parken.

Dimensioneringen af den tekniske del af regnvandsanlægget er udført af Roskilde Forsyning med COWI A/S som rådgivere.

Reference

/1/ Gudiksen, S., 2010: Håndtering af regnvand i Roskilde. Vand & Jord, 17 (4): 131-134.

SIGNE GUDIKNEN (signeg@rosforsyning.dk) er projektleder for projektet på Musicon. CHRISTIAN LERCHE (christianl@rosforsyning.dk) er assisterende projektleder for projektet på Musicon. De er begge ingeniører og ansat i Roskilde Forsyning.

BOKS 2.

Hvad kan du se, når Rabalder Parken på Musicon står færdig:

- 445 meter kanal – til skate, rulleskøjter og cykler.
- Vandtrappe – som leder vand fra kanalen ned i søen.
- Sø – til vandpjask om sommeren og skøjteløb om vinteren.
- Bakker – til hygge, leg, snowboard & kælkk.
- Buske og træer, der skaber små rum til afslapning.
- Bowl i beton til skate, rulleskøjter og BMX.
- Scene til dans & musik.
- Grillpladser.
- Lang stålrampe til at rutche og skate på.
- Trampoliner.
- Hængekøjer.
- Faciliteter til outdoor-fitness.
- Voksengynger.
- Trædesten i beton i kanalerne.

Kvantificering af LAR-potentialet

Screening og modellering er afgørende elementer i undersøgelse af potentialet for LAR i byområder. I screeningen estimeres egnetheden af forskellige LAR-elementer på matrikel- og byniveau ved at benytte tværfaglig viden og vurdere styrende parametre. Screening genererer relevante LAR-afvandingsplaner, som kan testes ved modellering, hvor LAR-elementer og vandkredsløbet kan simuleres og evalueres i forhold til effekt på oversvømmelser og risiko for forsumpning.

JAN JEPPESEN &
ULLA LYNGS LADEKARL

De senere års hyppige tilfælde af ekstremregn og oversvømmelser i byområder tydeliggør den enorme samfundsmæssige udfordring vi står overfor med hensyn til at håndtere fremtidens klimændringer. Den traditionelle og velkendte løsning på at håndtere klimaudfordringerne er opdimensionering af kloakker og bassiner, mens den alternative og stadigvæk ret ukendte løsning er lokal afledning/udnyttelse af regnvand (LAR). Den traditionelle løsning kan på flere måder være uhensigtsmæssig i forhold til LAR-løsningen, fordi opdimensionering af hele kloaknettet er meget dyrt, og fordi regnvandet går tabt som en lokal ressource.

Anvendelse af forskellige principper for LAR muliggør netop, at regnvandet kan udnyttes som en lokal ressource til rekreative formål, sekundær vandforsyning, begrønning og til at modvirke opfildning i byrummet (varmehøst). Før LAR kan erklæres som en klimarobust afvandingsløsning for et byområde, skal der imidlertid udføres en grundig undersøgelse af, hvor meget regnvand der kan afkobles kloakken og i stedet håndteres ved lokal nedsivning, fordampning, forsinkelse og forbrug.

Metodens formål

Denne artikel beskriver en metode til at kvantificere potentialet for LAR i et byområde. Egnetheden af forskellige LAR-elementer indledes med en screening. Screening af potentialet for hvert LAR-element kan indeholde en vurdering af f. eks. pladsforhold, jordforurening, afstand til grundvandsspejl, ejerforhold,

tagkonstruktion, vandbehov, evnen til at reducere middel og max flow, etableringsomkostning, rekreativ værdi, kvalitet/rensning og krav til vedligehold. I artiklen har vi fokus på nedsivning ved faskiner og forsinkelse af afstrømning af regnvand via grønne tage. Nedsivning er potentielt den mest effektive LAR-metode til at afskære regnvand fra kloakkerne og dermed afhjælpe kapacitetsproblemer under skybrud. Grønne tage er i nogle tilfælde effektive til at forsinke regnvand og vil generelt reducere energiforbrug til pumpning og rensning i fællessystemer.

Efter screeningen kan den hydrologiske effekt vurderes i en model, hvor alle eller udvalgte LAR-moduler er inkorporeret. Modellen er vigtig for at undgå, at der gives for mange tilladelser til nedsivning med risiko for oversvømmelser eller indsyning til kældere, og for at udpege områder, hvor andre metoder end nedsivning skal iværksættes for at imødegå uønskede effekter af ekstreme nedbørshændelser.

Endelig kan den hydrauliske effekt af en given LAR-afvandingsplan vurderes i en afløbsmodel ved at erstatte regnserier med overløbstidsserier fra de planlagte LAR-elementer. Herved muliggøres en direkte analyse af effekten af LAR-elementerne på konkrete oversvømmelseshændelser. Denne del indgår ikke i artiklen, men vil blive beskrevet i et senere nummer af Vand og Jord.

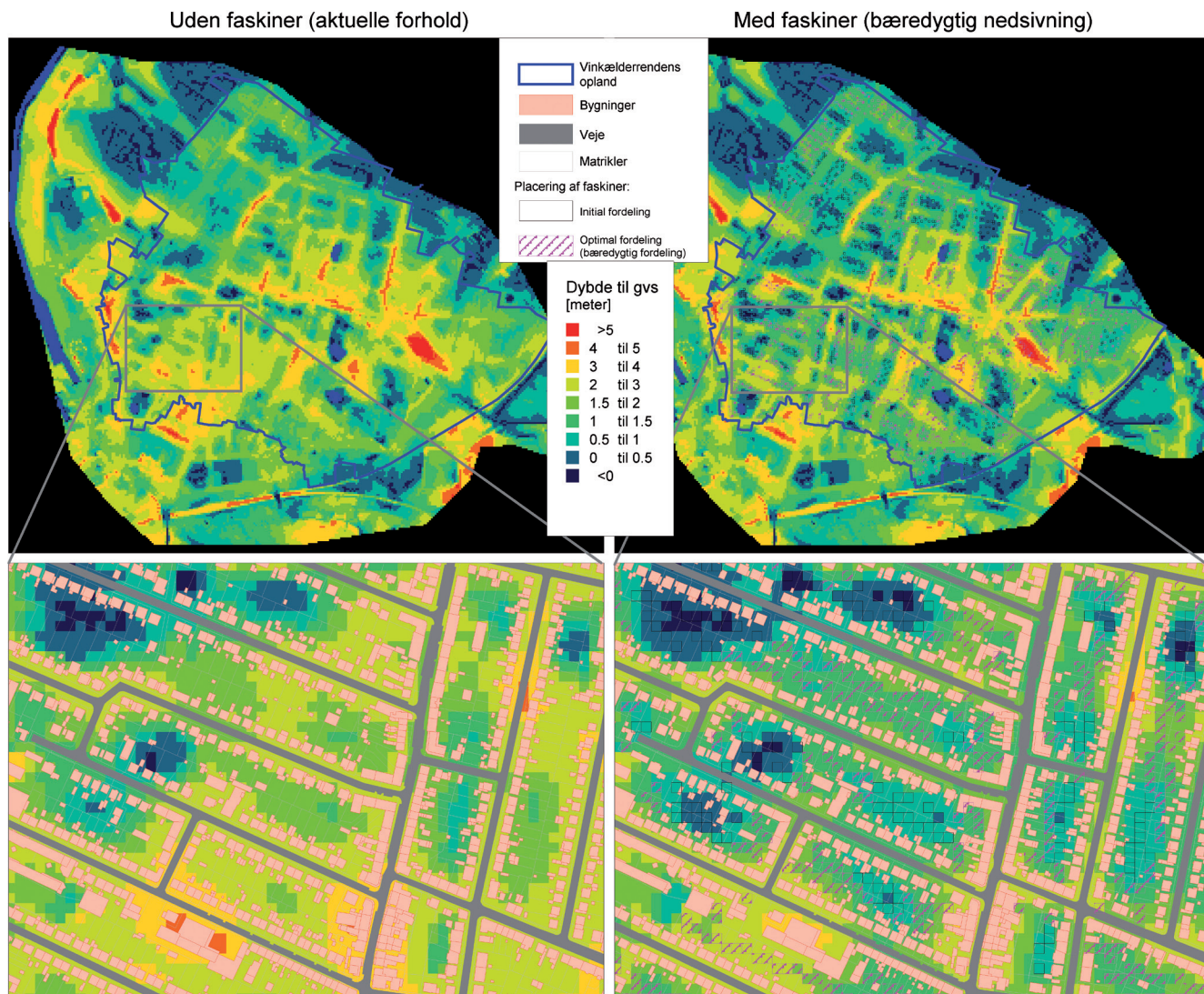
Hvad er nedsivningspotentialet?

Beskrivelsen tager udgangspunkt i foreløbige resultater fra en undersøgelse af LAR-potentialet i "Vinkælderrendens opland" i Odense (figur 3), som er påvirket af oversvømmelser under skybrud. Vandcenter Syd ønsker at få kortlagt LAR-potentialet med henblik på evt. at erstatte/supplere de traditionelle løsninger

med LAR. Oplandet er fælleskloakeret og domineres af parcelhuse fra 1920'erne og 1930'erne; det er 3 km² stort. Terrænkotterne varierer mellem 3-18 m og geologien er karakteriseret ved et generelt tykt leret morænedæklag, med indslag af spredte sandlag, som overlejrer et dybtliggende sandlag.

Nedsivningspotentialet kvantificeres ved at tage hensyn til forskellige begrænsende faktorer såsom afstanden til grundvandsspejlet, pladsforhold, forurenede arealer, m.m. Der udarbejdes et kort med placering af potentielle faskiner ud fra en indledende screening, som indeholder ovennævnte elementer. For området i Odense er den største begrænsende faktor at grundvandsspejlet ligger tæt på terræn i flere områder, som det ses i figur 1 (til venstre). Figuren viser dybden til det øverste grundvandsspejl i Vinkælderrendens opland, Odense, i den nutidige situation uden nedsivning. Der er brugt en grundvandsmodel til at simulere dybden, men til en generel screening vil der tages udgangspunkt i et tilgængeligt potentialekort. På figur 1 ses det, at dybden til det øverste grundvandsspejl varierer betydeligt over kort afstand som følge af variationen i de hydrogeologiske/terrænmæssige forhold og på grund af påvirkningen fra urbane elementer som befæstede arealer, omfangsdræn, utætte kloakker og ledningsgrave. På baggrund af figur 1 (til venstre) er det nemt at udelukke områder, hvor nedsivning ikke er mulig i dag. Men, simuleringen af de nutidige forhold er ikke et tilstrækkeligt grundlag for fuldt ud at vurdere mulighederne for fremtidig nedsivning, f. eks. hvor (og hvor meget) nedsivning kan accepteres uden at der opstår problemer med et terrænnært grundvandsspejl og dermed forsumpning af nedsivningselementer eller huse. Udfordringen er derfor at udpege egnede nedsivningsområder og kvantificere en bæredygtig nedsivning, som netop ikke genererer problemer med et terrænnært øvre grundvandsspejl.

Tilgangen til vurdering af bæredygtig nedsivning bygger på en analyse af hvor og hvor meget der kan nedsives. Til undersøgelsen bruges en fintmasket MODFLOW grundvandsmodel (10×10 m eller mindre) med indlagte moduler for faskiner, utætte kloakker, ledningsgrave, omfangsdræn, bygninger og befæstede arealer. Modeller for andre LAR-el-



Figur 1. Simuleret øvre grundvandsspejl på bydelsniveau (øverst) og matrikel-niveau (nederst), uden faskiner (til venstre) og med faskiner (til højre). Sorte kasser viser hvor pladsforhold, forurening, terrænhældning, etc. muliggør faskiner, mens de pink-skraverede sorte kasser angiver de matrikler, hvor nedsivning af regnvand vurderes at være acceptabelt/bæredygtig under hensyntagen til det øvre grundvandsspejl (til højre). Eksempler fra Odense.

ementer som wadier, regnbæde, grønne tage og regnvandstanke kan også kobles på efter behov /1/.

Med grundvandsmodellens faskine-modul kan der simuleres en faskine på hver matrikel, der modtager regnvand fra tagflader og/eller andre befæstede arealer. Faskinen kan som udgangspunkt dimensioneres til at kunne tilbageholde en 10 års regn og kan simulere overløb (når faskinen er overfyldt) og nedsivning (eller dræning af grundvand) gennem bund, sider og loft afhængig af grundvandsspejlets beliggenhed.

Udover faskine-modulet benyttes en optimeringsalgoritme, der automatisk udpeger den optimale fordeling af faskiner, på matrikelniveau, der samtidigt maksimerer nedsivningen af regnvand i oplandet og minimerer risikoen for højtstående grundvandsspejl på de enkelte matrikler. Dette er et essentielt element i kvantificeringen af bæredygtig ned-

sivning, da et for højt grundvandsspejl mindsker performance af den enkelte faskine og samtidigt øger risikoen for indsyvning til kældre m.m.

Resultatet af en sådan optimering i casen fra Odense er vist på figur 1 (til højre), som viser den simulerede dybde til det øvre grundvandsspejl i situationen med optimal/maksimal nedsivning af tagvand i oplandet. De sorte kasser (modelceller) angiver de matrikler, hvor faktorer som pladsforhold, forurening og terrænhældning tillader etableringen af faskiner. De pink-skraverede sorte kasser angiver det optimale nedsivningsscenarium og dermed de matrikler, hvor nedsivning af regnvand vurderes at være acceptabel/bæredygtig under hensyntagen til det øvre grundvandsspejl. Den viste simulering på figur 1 (til højre) er et foreløbigt (optimistisk) resultat af nedsivningspotentialet i oplandet, der umiddelbart viser, at 20 % af det samlede

befæstede areal kan nedsives/afskæres uden at inducere problemer med forsumpning. Pt. indsamles yderligere kalibreringsdata fra oplandet med henblik på at mindske usikkerhederne på modelsimuleringerne. De indsamlede data omfatter monitoring af det øvre grundvandspotentiale i 8 nye pejleboringer og monitoring af kloakafstrømningen fra oplandet.

Fordelene ved at benytte det udviklede modelkoncept og den automatiske optimeringsrutine til at belyse nedsivningspotentialer er den smidige/automatiske simulering af alle de faktorer, der styrer vandkredsløbet - og i særdeleshed det øvre grundvandsspejl. Således er det nemt at simulere effekten på nedsivningspotentialer ved at anvende forskellige kriterier for afstanden til det øvre grundvandsspejl og forskellige scenarier for det fremtidige klima, kloakrenovering, ændret bebyggelse, etc.



Figur 2. Grønt tag med stor tilbageholdelseseffekt.

Hvad er potentialet for grønne tage?

Når nedslivningspotentialet er belyst for et konkret byområde kan øvrige LAR-elementer inddrages med henblik på at kvantificere det totale LAR-potentiale. Dette kan f. eks. være et grønt tag. Et grønt tag har et begrænset reservoir, og det har betydning for både fordampning og forsinkelse, hvor tykt dette reservoir er, figur 2 og 3. Udenlandske undersøgelser antyder, at den årlige tilbageholdelse varierer mellem 30 og 90 % af nedbøren.

Hvis fokus er rettet mod det grønne tags evne til at tilbageholde regnvand under skybrud, er det ikke relevant, hvor meget taget kan tilbageholde om året, men snarere hvor stor tilbageholdelsen er ved ekstremhændelser. Altså vil grønne tage kunne være med til at forhindre oversvømmelser? Et grønt tag som vist i figur 2 (og til dels figur 3) er urealistisk på mange huse pga. for høj vægt. Derimod vil et tyndt ekstensivt grønt tag kunne etableres på mange eksisterende bygninger. Vægten af et tyndt ekstensivt grønt tag overskrider normalt ikke 50 kg/m^2 , som er vægten af et tegl-tag.

I forbindelse med projektet for Vandcenter Syd er der udviklet en afstrømningsmodel for et grønt tag. Modellen indeholder parametre for et grønt tags evne til at fordampe og forsinke regnvandet. Modelparametrene varierer efter opbygningen af de enkelte grønne tage. Pt. er der er kalibreret modeller for Vandcenter Syds forsøgstag (se figur 3), og for et tyndere grønt tag i Sheffield, England. Modellerne er kalibreret ved at sammenholde målt og simuleret afstrømning fra tagene. Figur 4 viser nedbør samt målt og simuleret afstrømning fra det grønne tag i Odense (figur 3), hen over sommeren 2011. Figuren viser en ganske god overensstemmelse mellem målinger og simuleringer henover sommerperioden, også i de store hændelser, hvilket er vigtigt i forbindelse med en troværdig simulering af forsinkelsesevnen under skybrud. Af figur 4 ses endvidere det typiske karakteris-

tika for et grønt tag; nemlig at forsinkelsesevnen i en hændelse er stærkt afhængig af den forudgående tids regn.

Når modellen er kalibreret for et givet tag er det muligt at anvende den til at simulere en lang historisk tidsserie af regn, hvorved der kan genereres et statistisk grundlag for at vurdere et grønt tags evne til at reducere en given nedbørshændelse, hvilket er illustreret på figur 5. Ud fra modelsimuleringerne af de grønne tage i Odense og Sheffield ses, at der er en betydelig reduktionseffekt. Betragtes f. eks. en gentagelsesperiode på $T=2$ år ses en reduktion på 30 % for det grønne tag i Sheffield og 90 % for taget i Odense. Det skal dog understreges, at et grønt tag generelt har begrænset effekt i de nedbørshændelser som efterfølger en periode med megen regn. Derfor kan det være kritisk, hvis man kun benytter grønne tage som middel til at forebygge oversvømmelser/opstuvning fra kloak under skybrud.

Udover en vurdering af hvor meget vand, der kan forsinkes ved grønne tage, bliver man nødt til at vurdere hvor mange grønne tage man kan regne med i et område. Det er af stor betydning, om der arbejdes med et nyt eller et eksisterende byområde. I eksisterende byområder er der forskellige begrænsende faktorer, så som bygningsmassens alder, konstruktion, taghældning, æstetiske hensyn og økonomi/vilje. Når tagene i et givent byområde er analyseret for egnetheden af forskellige (tykke/tynde) grønne tage, kan der implementeres passende modeller for alle disse tage, hvorved det er muligt at evaluere den aggregerede effekt på afstrømningen af grønne tage i et opland.

Næste skridt er så om tagvandet kan nedslives på matriklen, eller det skal afledes til kloak. Her kan før nævnte faskine-model tages i brug i en vurdering af bæredygtig nedslivning.



Figur 3. Grønt forsøgstag fra Odense.

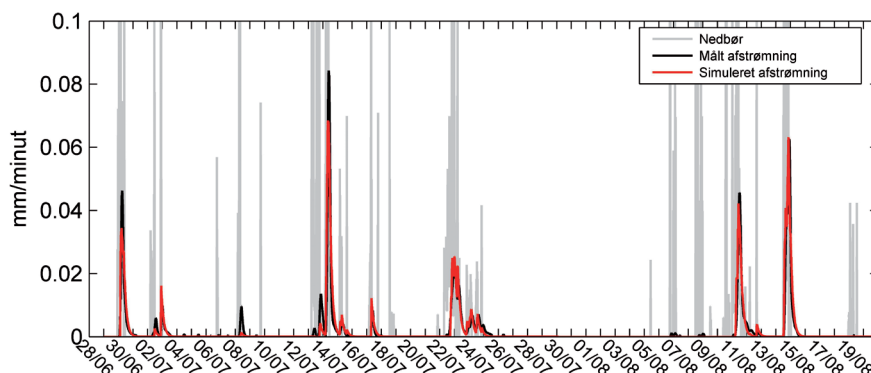
Hvad er potentialet for andre LAR-elementer?

Andre LAR-elementer kan omfatte regntanke, regnbede/wadier, søer og kanaler. Fremgangsmåden til vurdering af egnetheden af forskellige LAR-elementer bør indledes med en screening, som skitseret ovenfor, efterfulgt af en modellering af alle eller udvalgte elementer.

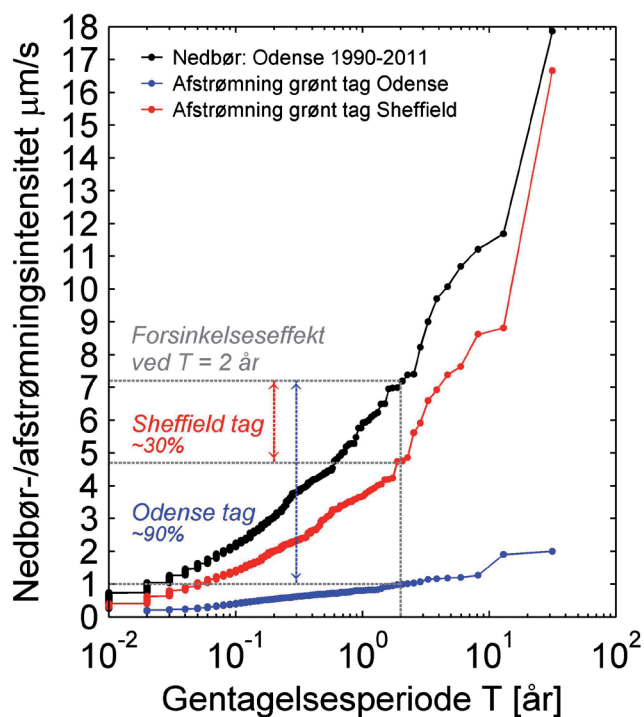
Hvad er den hydrauliske effekt på afløbssystemet og hvordan designes plan B?

Den hydrauliske effekt af en given LAR-afvandringsplan kan vurderes i en afløbsmodel ved at erstatte regnserier med overløbstidsserier fra de planlagte LAR-elementer. Herved kan man beregne effekten af LAR-elementerne på kloakafstrømningen og på konkrete oversvømmelsehændelser, altså vurdere effekten ved skybrud.

Koblingen til den hydrologiske model og kloakmodellen muliggør netop, at LAR-afvandringsplanen kan rettes mod at kunne håndtere ekstrem nedbør (Plan B løsninger). Således kan modelleringen benyttes som et redskab til at besvare følgende vigtige spørgsmål: Hvor er der plads til, at faskinerne kan aflaste på terræn uden at generere lokale oversvømmelser? Hvor kan faskinerne eventuelt bidrage med overløb til kloakken? Hvor kan overløbet fra LAR-elementerne evt. ledes



Figur 4. Simulering af afstrømning fra grønt tag i Odense.



Figur 5. Nedbør og afstrømningsintensitet fra grønne tage (y-aksen) i forhold til gentagelsesperiode (år) (x-aksen) evalueret over 30 minutters nedbørsvarighed. En gentagelsesperiode på fx $T=2$ år svarer til at nedbørsintensiteten optræder hvert 2. år. På figuren er vist tagenes evne til at reducere nedbøren til $T=2$ år.

til kanaler eller ud på vejen? og endelig: Hvor er det mest hensigtsmæssigt at opdimensionere afløbssystemet?

Ovenstående spørgsmål vil blive analyseret i undersøgelsen af Vinkælderrendens opland for Vandcenter Syd i 2012.

Referencer

/1/ Jeppesen, J. 2010: Quantitative hydrological effects of urbanization and stormwater infiltration in Copenhagen, Denmark. Department of Earth Sciences, Faculty of Science, Aarhus University. PhD Thesis.

JAN JEPPESEN (jaje@alectia.com) er ph.d. hydrogeolog og arbejder med LAR og urban hydrologi. Har en ph.d. i LAR og urban hydrologi.

ULLA LYNGS LADEKARL (ula@alectia.com) er ph.d. hydrogeolog og arbejder med en bred vifte af hydrologiske opgaver.

Jan og Ulla er begge ansat i ALECTIA A/S, Viby J.

Regnvand kan også gøre søerne grønne

De senere års ændrede nedbørsmønstre med hyppigere og mere intense nedbørshændelser har for alvor sat fokus på betydningen af de regnvandsbetingede udledninger. Ét er at vores kældre og veje drukner i vand, noget andet er kvaliteten af det afstrømmende regnvand. Fosforindholdet i det afstrømmende regnvand kan være det største problem set fra en bynær sø's synspunkt.

SARA EGEMOSE, HENNING L. HANSEN,
MELANIE J. SØNDERUP, TIMM BOCHDAM,
FREDE Ø. ANDERSEN, MOGENS FLINDT
& HENNING S. JENSEN

"Er vi klædt på til at rense byernes spildevand om elleve år?". Sådan var overskriften på Thorkild Hvitved-Jacobsen og medforfatteres artikel i Dansk Vand tilbage i 2004 /1/. Anledningen var den kommende implementering af Vandrammedirektivet i 2015 og nu i

starten af 2012 er det stadig et meget relevant spørgsmål at stille.

For bynære søer er særligt fosfor (P)-tilførslen fra regnvandsbetingede udledninger af stor betydning for vandkvaliteten, da P oftest er det begrænsende næringsstof i mange søer. For at kunne opnå målopfyldelse skal der ske en reduktion af den eksterne P-tilførsel til en lang række af disse søer, og det vil uvilkårligt komme til at betyde, at også P-indholdet i regnvandsbetingede udløb til søerne skal reduceres.

I forbindelse med regnvandsbetingede udledninger tænker mange uvilkårligt på overløb fra fælleskloakerede områder, hvor periodiske tilførsler af store mængder P kan være af endog meget stor betydning for søernes akutte og langsigtede miljøtilstand. Så det er absolut vigtigt at begrænse disse overløb! Nok så vigtigt er dog afstrømningen fra vejvand og separatkloakerede områder (Fig. 1), som også indeholder P, om end i langt mindre mængder, men i modsætning til de periodiske overløb, så er regnvandsafstrømningen fra by og vej af en mere konstant karakter, når det regner.

Fosfor i regnvand

Indholdet af P i afstrømmende regnvand varierer meget. Baseret på de eksisterende målinger foretaget på regnvand i DK, svinger koncentrationen af totalfosfor (TP) fra 50-900 $\mu\text{g P/L}$ /2 og ref. heri/. Ofte benyttes typetallet 500 $\mu\text{g P/L}$ ved beregning af belastningstal.



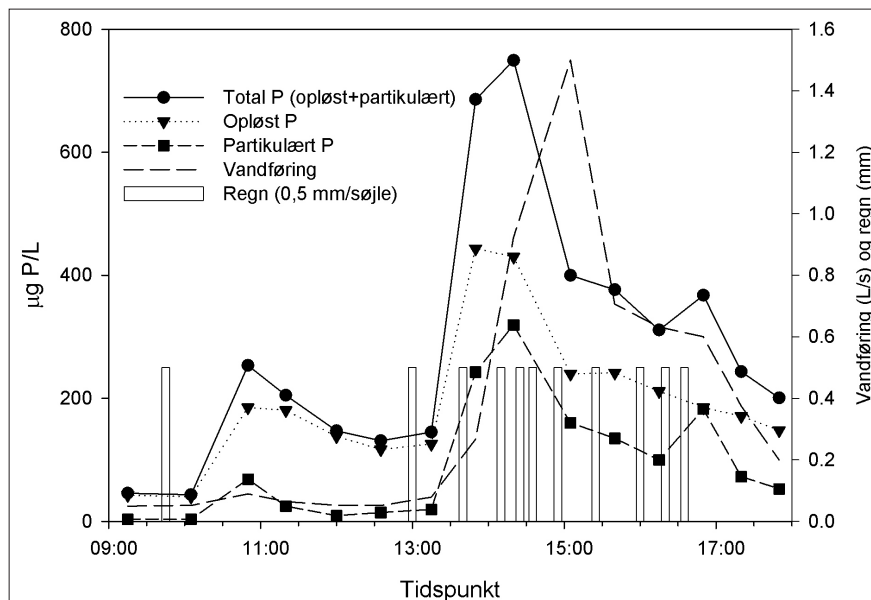
Figur 1. Eksempler på regnvandsbetingede udløb på Als og i Sønderjylland. (Foto: Egon Feike og Anders Skov Hansen).

Indholdet svinger dog meget såvel over året som under den enkelte regnvandshændelse. Indholdet afhænger også af nedbørsintensitet og længden af den forudgående tørvejrperiode. Dertil kommer, at P-indholdet består af både partikulært bundet P og opløst P. Ofte udgør den opløste P-fraktion 50-70 % af P-indholdet [2], hvilket betyder, at en stor del af regnvandets P-indhold vil være direkte tilgængelig for algevækst samt at en effektiv reduktion forudsætter, at også opløst P fjernes. Ofte er der en klar "first flush"-effekt i begyndelsen af en nedbørshændelse. Dette ses på Fig. 2, som viser udviklingen i koncentrationen af TP opdelt i hhv. opløst og partikulært P før, under og efter en nedbørshændelse. Det viste regnvandsbetingede udløb ligger i oplandet til Nordborg Sø. Indholdet af opløst-P er generelt højere end indholdet af partikulært-P. Specielt i starten af nedbørshændelsen stiger TP-koncentrationen op til 750 µg/L og i resten af perioden ses også TP-koncentrationer på adskillige hundrede µg P/L.

Med ovenstående P-indhold i det afstrømmende vand vil der i mange tilfælde være brug for en P-reduktion inden udledning til en sø som recipient, for at denne kan opnå målopfyldelse i forhold til vandplanerne. F.eks. er støtteparameteren for Nordborg Sø mht. til en fremtidig P-koncentration i søvandet 25 µg/L for målopfyldelse. Uden intern belastning og i en fremtidig stabil ligevægtssituation kræver det en årlig gennemsnitlig ekstern indløbskoncentration på maksimalt ca. 50 µg/L (estimeret vha. en simpel Vollenweider-model). Sammenholdes dette med, at 25 % af oplandet til denne sø er bymæssig bebyggelse, så bliver betydningen af P-indholdet i regnvandsbetingede udledninger tydelig.

Regnvandsbassiner

En af de eksisterende metoder til at behandle afstrømmende regnvand er diverse former for regnvandsbassiner. De er dog oftest dimen-



Figur 2. P-indholdet i et regnvandsbetinget udløb før, under og efter en nedbørshændelse angivet som opløst og partikulært P samt summen af disse (TP). Vandføring, nedbørsmængde og intensitet er også vist. Intensiteten er angivet med søjler, der hver repræsenterer 0,5 mm nedbør.

sioneret til at udlede vandet med et flow svarende til naturlig afstrømning, typisk 1 L s⁻¹ ha⁻¹ afhængig af recipienten, og dermed ikke anlagt for at fjerne P. Dimensioneringen tager derfor ikke tilstrækkeligt hensyn til den efterfølgende P-belastning af nedstrøms beliggende recipienter.

Nu er der begyndt at komme fokus på stoftilbageholdelsen i regnvandsbassiner, selvom det ikke var formålet ved etableringen af dem. Det betyder, at der bl.a. er hårdt brug for en opgørelse over effektiviteten af de nuværende bassintyper såvel som udvikling af metoder til forbedret stoffjernelse – noget man hidtil ikke har beskæftiget sig indgående med. Bassinerne udformes ofte som våde eller tørre bassiner evt. efterfulgt af en filterdel med eller uden beplantning. Partikulært P vil dels kunne sedimentere i bassinet, afhængig af opholdstiden, og i tilfælde af et filter også kunne filtreres fra i dette. Opløst P vil derimod ofte passere mere eller mindre uhindret igennem de nuværende bassintyper. Tabel 1 viser tydeligt, hvordan 3 undersøgte bassiner

tilbageholder partikulært P (gennemsnitlig 10-67 %), mens opløst P ikke fjernes (gennemsnitlig -36 til 9 %). De 3 bassiner i oplandet til Nordborg Sø er alle våde sedimentationsbassiner efterfulgt af et ubeplantet sandfilter. Årsagen til den lave reduktion af partikulært P i bassin 3, skyldes bl.a. en utilstrækkelig opholdstid, så mange små partikler føres til sandfilteret, som derfor stopper til. En undersøgelse af de regnvandsbetingede udledninger i Nordborgområdet har vist, at 84-97 % af partiklerne er under 75 µm, hvilket stiller store krav til opholdstiden i bassinerne, for at sikre en effektiv sedimentation. Foreløbige studier af bassiner hos Arwos tyder dog på, at hvis filterdelen beplantes på anlægstidspunktet kombineret med en tilstrækkelig høj opholdstid, så opretholdes infiltrationsevnen langt bedre. Modellsimuleringer af bassin 3 indikerer, at pga. periodisk korte opholdstider og manglende magasineringsvolumen over sandfilteret, så løber 50 % af den årlige tilførsel af partikulært stof direkte ud via overløbet. Ca. 30 % sedimenterer i bassinet, mens de resterende ca. 20 % ender i sandfilteret, hvilket svarer til omkring 1 ton partikulært materiale per år. Det er forklaringen på, at sådanne sandfiltre uundgåeligt vil stoppe til efter kortere eller længere tid.

Endelig viser tabel 1 også udløbskoncentration af TP fra de 3 filtre, og særligt for bassin 1 og 3 ville det være ønskværdigt at få P-indholdet reduceret yderligere inden udløb til Nordborg Sø. Dette er blot 3 eksempler fra våde regnvandsbassiner, og der findes i tusindvis som disse rundt omkring i Danmark med eller

Tabel 1. P-fjernelse i 3 våde regnvandsbassiner med sandfiltre i oplandet til Nordborg Sø på Als angivet inkl. standardafvigelse. Den gennemsnitlige reduktion er vist for hhv. opløst P, partikulært P og total P ligesom den gennemsnitlige udløbskoncentration af TP er angivet i µg/L. Endelig er både den gennemsnitlige dimensionerede opholdstid og den aktuelt målte opholdstid angivet i parentes som (gennemsnit; median). Alle værdier er beregnet på baggrund af målinger foretaget i 2006-2011.

Bassin	Dimensioneret og målt opholdstid (timer)	Red. Opløst P %	Red. Par. P %	Red. TP %	Udløbskonc. TP (µg/L)
1	8 (19;5)	-36 ± 81	50 ± 28	14 ± 36	273 ± 164
2	22 (81;41)	-2 ± 25	67 ± 22	45 ± 17	83 ± 61
3	51 (58;62)	9 ± 33	10 ± 68	11 ± 41	141 ± 129

uden filterdel. Der arbejdes derfor i disse år intenst på at finde og udvikle nye og effektive metoder til at rense regnvand bl.a. for opløst P, men også for diverse miljøfremmede stoffer. Eksempler herpå er f.eks. dobbeltporøs filtrering /3/, jern- eller Al-tilsætning /4/ eller nye filtermaterialer som knust beton /5,6/.

Behov for udvikling af nye teknologier

I de senere år er der gjort en stor indsats for at opnå større viden omkring regnvandsbetingingede udledninger og ikke mindst udviklingen af effektive renseteknologier bl.a. via partnerskabet Vand i Byer. Der mangler nemlig stadig viden på en lang række områder bl.a. omkring effektiviteten af de allerede eksisterende teknologier, ligesom der stadig er behov for udvikling af miljøeffektive teknologier til f.eks. fjernelse af opløst P. I den forbindelse gennemføres i de kommende 3 år studier i ca. 100 regnvandsbassiner af forskellig type, ejet af Arwos. Dette sker som et erhvervsPhD-studium i samarbejde mellem Arwos og Syddansk Universitet. Målet er at afdække effektiviteten af de forskellige bassintyper mht. opløst og partikulært P set i relation til en lang række faktorer såsom oplandstype, bassintype og -areal, tørvejsperiode, nedbørsintensitet osv. Derudover skal projektet også arbejde videre med udviklingen af knust beton som en metode til at binde og fjerne opløst P, idet metoden nu skal undersøges intensivt i storskalaforsøg efter at have vist sig særdeles lovende i diverse laboratorieforsøg /5,6/. Udover en stor mængde ny viden på området, skaber dette projekt øgede mulig-

heder for en fokuseret og effektiv dimensionering af kommende regnvandsbassiner samt evt. opgradering af eksisterende bassiner.

Ny bynatur

Endelig må man ikke glemme at ud over at løse et hydraulisk problem eller fjerne diverse former for stof fra det tilstrømmende regnvand, så kan regnvandsbassiner også designes til samtidig at have både naturmæssige og rekreative værdier. Regnvandsbassiner er tekniske anlæg, men de kan samtidig skabe "ny" natur i byen til gavn for både dyre- og planteliv, samt ikke mindst øge arealet af rekreative blå og grønne områder i byen. Bjarne Moeslund har i Vand og Jord 2010 /7/ beskrevet nogle af de naturmæssige kvaliteter knyttet til regnvandsbassiner.

Så hvor regnvandsbassiner traditionelt har været designet og dimensioneret med det formål at mindske den hydrauliske effekt så effektivt som muligt, så bliver fremtidens regnvandsbassiner formentlig langt mere specialiserede vha. lav- og højteknologiske metoder, hvor dette er nødvendigt for at beskytte nedstrømsliggende recipienter.

Så vi kan endnu ikke svare ubetinget ja til Hvitved-Jacobsens spørgsmål fra 2004, og det er stadig et yderst vigtigt spørgsmål at få svar på - ikke kun hvad angår P, men også for en række andre parametre.

Tak

Tak til CLEAR – Center for Sørestering, et Villum Kann Rasmussen Centre of Excellence samt Sønderborg Forsyning og Sønderborg

Kommune.

Referencer

- /1/ Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Madsen, H.I. og Linde, J.J. 2004: Er vi klædt på til at rense byernes spildevand om elleve år? Dansk Vand 6, 312-317.
- /2/ Egemose, S., Jensen, H.S. og Jensen, H.E. 2008: Fosfor i regnvand fra separatloakerede oplande. Vand & Jord (2), 63-65.
- /3/ Jensen, M.B., Bjerager, P.E.R. og Cederkvist, K. 2010: Dobbelporøs filtrering. Vand & Jord (4), 150-152.
- /4/ www.life-treasure.com
- /5/ Sønderup, M.J., Jensen, C.H., Beinthin, M.V., Reitzel, K., Egemose, S. og Flindt, M. 2011: Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet. Del 1. Vand & Jord (1), 33-36.
- /6/ Sønderup, M.J., Beinthin, M.V., Reitzel, K., Egemose, S. og Flindt, M. 2011: Knust beton til fosforfjernelse i vandmiljøet. Del 2. Vand & Jord (2), 72-75.
- /7/ Moeslund, B. 2010: Naturindholdet i regnvandsbassiner. Vand & Jord (4), 135-137.

SARA EGEMOSE (saege@biology.sdu.dk), FREDE Ø. ANDERSEN (foa@biology.sdu.dk), MOGENS FLINDT (mrf@biology.sdu.dk) og HENNING S. JENSEN (hsj@biology.sdu.dk) er alle ansat på Syddansk Universitet, Odense M. Sara er post doc – Frede, Mogens og Henning er lektorer. HENNING LÆRKEDAL HANSEN (hlh@billundvand.dk) er ansat i Billund Vand, Grindsted. MELANIE J. SØNDERUP (mjs@arwos.dk) og TIMM BOCHDAM (tboc@arwos.dk) er begge ansat i Arwos, Rødekro. Melanie er desuden indskrevet på Syddansk Universitet som erhvervsPhD-studerende.



Figur 3. Mange bynære regnvandsbassiner vil udvikle sig til små søer som også kan have stor rekreativ værdi. Her er et eksempel fra Aabenraa-området. (Foto: Anders Skov Hansen).

Fremtidssikret bassin mod monsterregn

Ekstreme regnskyl (monsterregn), et gammelt regnvejrsvandbassin med lugtgener, rotteproblemer og et nedstrøms beliggende vandværk i fare for forurening i forbindelse med overløb. Det var nogle af de udfordringer, som Vand & Affald i Svendborg satte sig for at løse med et nyt, fremtidssikret regnvejrsvandbassin.

STEEN LADEFOGED

I juni 2012 blev det nye spildevandsbassin med en kapacitet på ca. 20.000 m³ taget i brug. Der havde været fokus på at etablere et bassin med det bedst mulige arbejdsmiljø og med minimale gener for omgivelserne, når bassinet er i drift.

Forhistorie og udfordringer

Bassinet er opført på et areal, hvor der i forvejen lå et traditionelt, åbent bassin med en bund af betonbelægningssten. Dette bassin blev etableret i midten af 1960'erne i en lavning imellem Hovedvej 9 og et større garveri. For nogle år siden blev garveriet fjernet, og der blev opført et par store forretninger i forlængelse af indkøbscenteret Svendborg Storcenter. Det oprindelige bassin var ofte i brug, hvilket gav anledning til slamaflejringer og rotteplage samt periodevis lugtgener for de omkringboende.

Bassinet lå delvist på arealer ejet af en tredjemand. Der blev tilkøbt et skråningsareal langs Mølmarksvej, som ligger på en ca. 10 m høj vejdamning, ligesom et offentligt stiareal blev inddraget. En naboejendom med parcelhus blev erhvervet, og huset blev fjernet for at give plads til byggeriet. Og endelig blev der indgået en aftale med et udviklingsfirma om retten til at opføre forretninger på over 4000 m² oven på bassinet. Det skulle være non-foodforretninger, der kunne supplere de øvrige forretninger i Svendborg Storcenter.

Drilsk geologi og et truet vandværk

Geologien for undergrunden i visse områder



Det gamle bassin.

under Svendborg by er meget kompliceret pga. et artesiske tryk i grundvandsmagasinet beliggende under moræneleret. Samtidig er der bratte laggrænser imellem sandlaget og moræneleret. Derfor var det nødvendigt at udføre 25 geotekniske borer for at afklare de geotekniske forhold inden for projektområdet på 70 x 100 m. Boringerne indikerede, at der under det eksisterende bassin fandtes et tykt lag beskyttende moræneler, men at området vest for bassinet samtidig var meget problemfyldt med højtliggende sandlommer med forbindelse til grundvandsmagasinet.

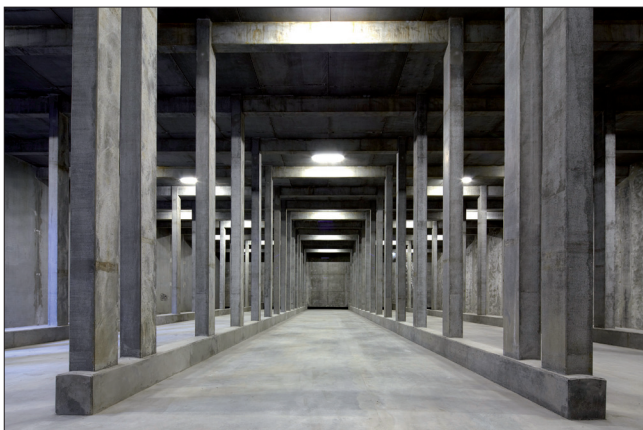
Håndteringen af det artesiske grundvand samt beskyttelsen af grundvandsmagasinet imod forurening var derfor en stor udfordring i projekteringsfasen. Svendborg Vands hovedvandværk og kildeplads med fire borer ligger mindre end 50 m syd for bassinet, og der

var dermed tale om en ikke uvæsentlig risiko for en grundvandsforurening.

Løsning: overdimensionering og styring

De nævnte udfordringer blev løst med et nyt stort spildevandsbassin på ca. 20.000 m³. Vand & Affald havde muligheden for at etablere et "alt for stort bassin" i forhold til den almindelige dimensioneringspraksis og valgte således at udnytte det disponible grundareal til det yderste.

Det ca. 100 ha fælleskloakerede oplandsareal til bassinet rummer, ud over almindelig parcelhusbebyggelse, områder med større erhvervsejendomme og tæt byområde. Den gennemsnitlige afløbskoefficient for oplandet er ca. 40 %, så teoretisk set kan bassinet



Det nye bassin set indefra. Fotograf Uffe Johansen.



Det nye bassin set fra Mølmarksvej.

rumme, hvad der svarer til ca. 50 mm nedbør over oplandet.

Ved skybruddet over Svendborg den 29. juni 2012 blev bassinet faktisk fyldt op af en nedbørsmængde på over 60 mm i løbet af 5,5 time.

Speciel styring skåner kloak og Svendborg Sund

Bassinet er så stort, at det er muligt at have en noget speciel styringsstrategi. Selve afløbsreguleringen sker ved konstant flowmåling med elektromagnetisk flowmåler. Et afløb maksimalt på 125 l/sek. opretholdes ved hjælp af regulerbare spadeventiler. Nedstrøms afløbssystemet igennem Svendborg by frem til hovedpumpestationen ved Svendborg havn kan – som de fleste andre steder – ikke klare de kraftige regnhændelser, som vi oftere og oftere ser i sommermånederne. For at begrænse afstrømningen ned igennem byen bliver bassinafløbet derfor helt lukket, lige så snart bassinet begynder at magasinere vand. Efter regnhændelsen venter man så på, at nedstrøms bassiner er blevet tømt, og at der er plads i hovedkloakken, før bassinet bliver tømt. I denne fase kan afløbet fra bassinet øges til 250 l/sek., men styres hele tiden ift. den aktuelle nedstrøms kapacitet i afløbssystemet. Denne styringsstrategi beskytter

mest muligt mod overbelastning af hovedkloakken igennem byen og sikrer desuden, at spildevand, som har været opmagasineret i bassinet, ikke efterfølgende bliver aflastet til havnebassinet og Svendborg Sund fra nedstrøms overløbsbygværker.

To bassiner og ny afløbsledning

Bassinet ved Pasopvej består faktisk af to bassiner, idet de topografiske forhold i oplandet gjorde det muligt at øge vandhøjden i det ene bassin med 3,5 m for betjening af ca. 70 % af oplandet. Herved kunne der etableres over 4000 m³ ekstra volumen alene ved at føre væggene 3,5 m højere op. Bassinerne har bund i samme niveau og tømmes ved gravitation alene, og bundniveauet kunne sænkes i forhold til det eksisterende bassin ved at omlægge afløbsledningen med mindre fald over en ca. 150 m lang strækning. Der blev etableret en ny Ø1400 mm afløbsledning ved tunneling under en fredet skov. Selv om afløbet fra bassinet ikke i driftssituationen vil overstige 250 l/sek., er afløbsledningen udført i dimensionen Ø1400 mm, idet ledningen også skal fungere som overløbsledning, når bassinerne er fyldt op. Der er ingen mulighed for aflastning fra bassinerne til recipienter. Over-

løb til terræn vil medføre overfladestrømning ned forbi hovedvandværket med stor risiko for forurening af drikkevandet. Derfor fører den nye afløbsledning nu vandet forbi vandværket under terræn, så monsterregn først kan give problemer neden for vandværket.

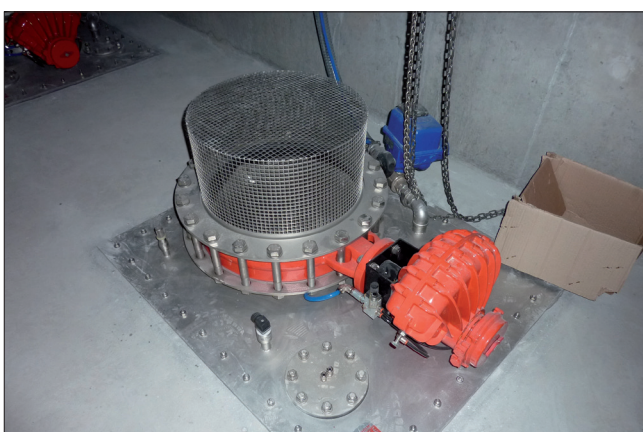
Pres fra oven og fra neden

Begge bassiner er dimensioneret for påvirkningerne fra grundvandstrykket til 2,5 m over bassinbunden. Opdriftssikringen for det lave bassin er etableret vha. 71 trækpæle, der er rammet ned i moræneleret. Men for det høje bassin har et gruslag på 1 m tykkelse oven på bassinet sammen med hele betonkonstruktionens egenvægt været tilstrækkelig til at sikre mod opdrift. Konstruktionen er dimensioneret for trafikbelastning fra køretøjer med en totalvægt på op til 3500 kg eller for belastning fra en 8 m høj forretningsbygning.

Processen

Det tog næsten fem år og to udbudsrunder, fra projekteringen blev påbegyndt, til Vand & Affald kunne tage bassinet i brug. Dette har givet nogle værdifulde proceserfaringer.

Vand & Affald stod selv for planlægningen af det nye bassin og udarbejdede tegninger til



Vakuumentil monteret over skyllemagasin.



Overløbskanter ved tilløbskanaler.

udbudsprojektet, da det blev besluttet at få bassinet udført ved totalentreprise efter en forudgående prækvalifikation efter EU's udbudsregler. Udbudstegningerne blev derved begrænset til at omfatte en grundplan i målforhold 1:250 samt længde og tværsnit i målforhold 1:100. Nogle få detaljer om teknikbygningen blev vist i målforhold 1:20.

Udbudsbeskrivelsen indeholdt diverse funktionskrav, hvor der bl.a. blev stillet store krav til konstruktionens holdbarhed, idet det var ønsket, at konstruktionen skulle have mindst 100 års levetid. Ved at vælge totalentreprise ønskede man at overlade det til entreprenøren at vælge udførelsesmetode og at tilrettelægge hele udførelsen. Totalentreprisen har dog stort set kun omfattet selve konstruktionen, idet Vand & Affald har leveret alle dæksler, vakuumskyllesystem, luftrenseanlæg, styretavle, skod og flowmålere. Det var en meget bekvem løsning, da der således ikke skulle formuleres omfattende funktionskrav for disse funktioner, og Vand & Affald bevarede mest mulig indflydelse på valg af disse elementer.

Fra starten var man meget fokuseret på at bevare det eksisterende bassin i størst mulig grad i byggefasen. Derfor blev det nye bassin i første omgang planlagt etableret vest for det eksisterende – og dermed inde i det geoteknisk set problemfyldte område, vel vidende at dette efterlod nogle udfordringer vedr. det artesiske grundvandstryk.

Vi prøver igen!

Den første licitation blev holdt i efteråret 2008 og var med forventet opstart af byggeriet primo 2009. Der blev modtaget fem flotte tilbud på udførelse af bassinet, men bl.a. pga. nogle supplerende geotekniske borerer besluttede man at annullere licitationen og at flytte bassinet mod øst ind i det eksisterende bassin. Omkostningerne til håndteringen af grundvandsproblematikken ville ganske givet blive uoverskuelig, hvis det oprindelige projekt blev fastholdt. Så hele proceduren med prækvalifikation og udbud blev iværksat på ny, men nogle af de gode ideer fra første udbudsrunde kunne udnyttes. Uafklarede forhold fra første udbudsprojekt kunne nu også pludselig løses, ved at de blev anskuet fra en anden vinkel.

Et godt råd til projektledere er, at man ikke skal tøve med at starte forfra, hvis man føler, at det foreliggende projekt ikke er det optimale. Undersøg alt til bunds – selv ved den mindste mistanke om noget, og spar ikke på geotekniske forundersøgelser, hvis geologien



Elementbyggeriet.

i området er meget varieret.

Det nye projekt blev sendt i udbud i foråret 2009 og omfattede: et højt bassin med grundareal på 1683 m² og en vandhøjde på 8 m; 5 skyllebaner med en længde på 50 m; lavt bassin med grundareal på 1080 m² og en vandhøjde på 4,5 m; 4 skyllebaner med en længde på 35 m. Vakuumskyllesystemet fungerer ved butterflyventiler i dimension Ø500 mm over hver af de ni tanke.

Konstruktion af bassinet

Totalentreprenøren valgte at anvende præfabrikerede elementer til byggeriet i størst muligt omfang. Normalt anvendes elementer kun til søjler og dækkonstruktion, men her gjaldt det også selve vægkonstruktionen (hvilket vist ikke før er praktiseret her i landet i så stort et omfang). Enkelte vægelementer er udført i over 10 meters højde og med en bredde på ca. 2,5 m. På papiret ser konstruktionsmetoden meget let ud, og når al forarbejdet ved bundpladen er udført, går det også hurtigt at sætte en hel vægside. Men tidsforbruget til forarbejdet og de efterfølgende arbejder med sammenstøbning af vægelementerne og de tværgående ribbelementer har overrasket en del. Væggene er afstivet på ydersiden med kraftige ribber, hvilket også gælder for elementerne. Stort set alle elementer er forskellige grundet bundhældningen i bassinet, så det har krævet en omfattende logistisk planlægning, når elementerne i den rigtige rækkefølge skulle fragtes med færge fra Bornholm til Køge og videre med lastbil til byggepladsen.

Omkostninger

I og med at totalentreprisen kun omfattede selve bygværkskonstruktionen, udgjorde kontraktsummen med totalentreprenøren ca. 31 mio. kr. Med de øvrige omkostninger til bygherreleverancer, rådgiverassistance og eget arbejde lander den samlede pris for de to bassiner forventeligt et sted imellem 40 og 45 mio. kr.

Fremtidsudsigter

Vand & Affald er stolte over med dette nye bassin at kunne bidrage til den fælles indsats mod virkningerne fra fremtidig monsterregn. Men bassinet ved Pasopvej hjælper kun for et delområde i byen, så der arbejdes stadig med at identificere løsninger til de øvrige områder. Det er sandsynligt, at "wadier" eller en anden form for aflastningsledninger ned igennem kloaklandet direkte ned til Svendborg Sund – sammen med flere bassiner i både de fælleskloakerede og de separatkloakerede oplande – vil blive væsentlige elementer i løsningen af problemerne ifm. monsterregn.

Vi håber, at denne artikel kan medvirke til at give vores kollegaer rundt omkring i landet inspiration til løsningen af deres udfordringer, når der skal findes tiltag til at afhjælpe følgeskaderne ved de voldsomme skybrud, som alt tyder på vil ske oftere og oftere i fremtiden.

Efter 29 års karriere i COWI A/S har STEEN LADEFOGED i syv år været ansat i Vand & Affald A/S (Svendborg) som projektleder for diverse anlægsarbejder. Her arbejder han hovedsagelig med anlægsarbejder, hydrauliske beregninger samt udfordringerne relateret til klimændringer og de nye vandplaner. E-mail: sla@vandogaffald.dk

Risikovurdering for oversvømmelser i byer – klimadata, økonomi og usikkerheder

Risikovurderinger for oversvømmelse ved ekstrem nedbør er meget usikre. Usikkerhederne stammer fra klimadata, oversvømmelsesmodeller, og fra data om samfundsmæssige aktiviteter og mulige skader. Vi præsenterer et dansk model- og datasystem og diskuterer gennem en analyse for Odense, hvordan usikkerheder omkring klima og økonomi kan mindskes. Dette kan give beslutningstagere et bedre overblik over vidensgrundlaget for klimatilpasning.

KIRSTEN HALSNÆS &
PER SKOUGAARD KASPERSEN

Introduktion

Klimaændringer kan indebære, at ekstrem nedbør bliver mere hyppig /1/, og dermed giver en forøget risiko for oversvømmelser, hvilket vi også i de senere år har set eksempler på som f.eks. oversvømmelsen i København i juli 2011 og i august 2014.

En samfundsmæssig vurdering af skader ved oversvømmelser, og af hvor det kan betale sig at sætte ind med klimatilpasning, er kompliceret at gennemføre, da en lang række modeller og ekspertise her skal spille sammen. Det gælder om at sammenkæde geografisk detaljerede klimadata med hydrologiske modeller og skadesfunktioner for, hvad der kan blive ramt som f.eks. i et byområde. Vi har her udviklet DIAS modellen (Danish Integrated Assessment System), som er rammen for en meget omfattende database og sammenkædning af modeller dækkende lige fra klimamodeller, til geografiske informationssystemer (GIS) for samfundsmæssige aktiviteter, og til beregningsværktøjer for oversvømmelsesskader.

DIAS systemet er specielt udviklet til at understøtte analyser af klima risici indenfor en tidshorisont på 10 til 50 år. Målet er at understøtte beslutningstagning om klimatilpasning, og interessenterne kan både være planlægningsmyndigheder, forsikringselskaber, byg-

herrer, borgere og andre aktører i et givent geografisk område.

Risiko

Risiko betyder i vores definition, at vi ser på konsekvenserne af en hændelse, som f.eks. oversvømmelse, og vurderer konsekvenserne koblet til sandsynligheden for hændelsen. Hvis det f.eks. gælder oversvømmelse, som i vores analyse for Odense, så ser vi på, hvad det samlet set ville koste, hvis bydele blev oversvømmet, og vi multiplicerer så omkostningen med sandsynligheden for oversvømmelsen. Sandsynligheden baseres på klimadata, hvor fremtidige nedbørshændelser med forskellige intensiteter er fremskrevet. Vi anvender et samfundsøkonomisk perspektiv, og der er derfor tale om en samlet opgørelse af konsekvenser for bygninger, veje, jernbaner, sundhed, erhvervsliv, natur og særlige historiske værdier.

Ideen bag DIAS systemet

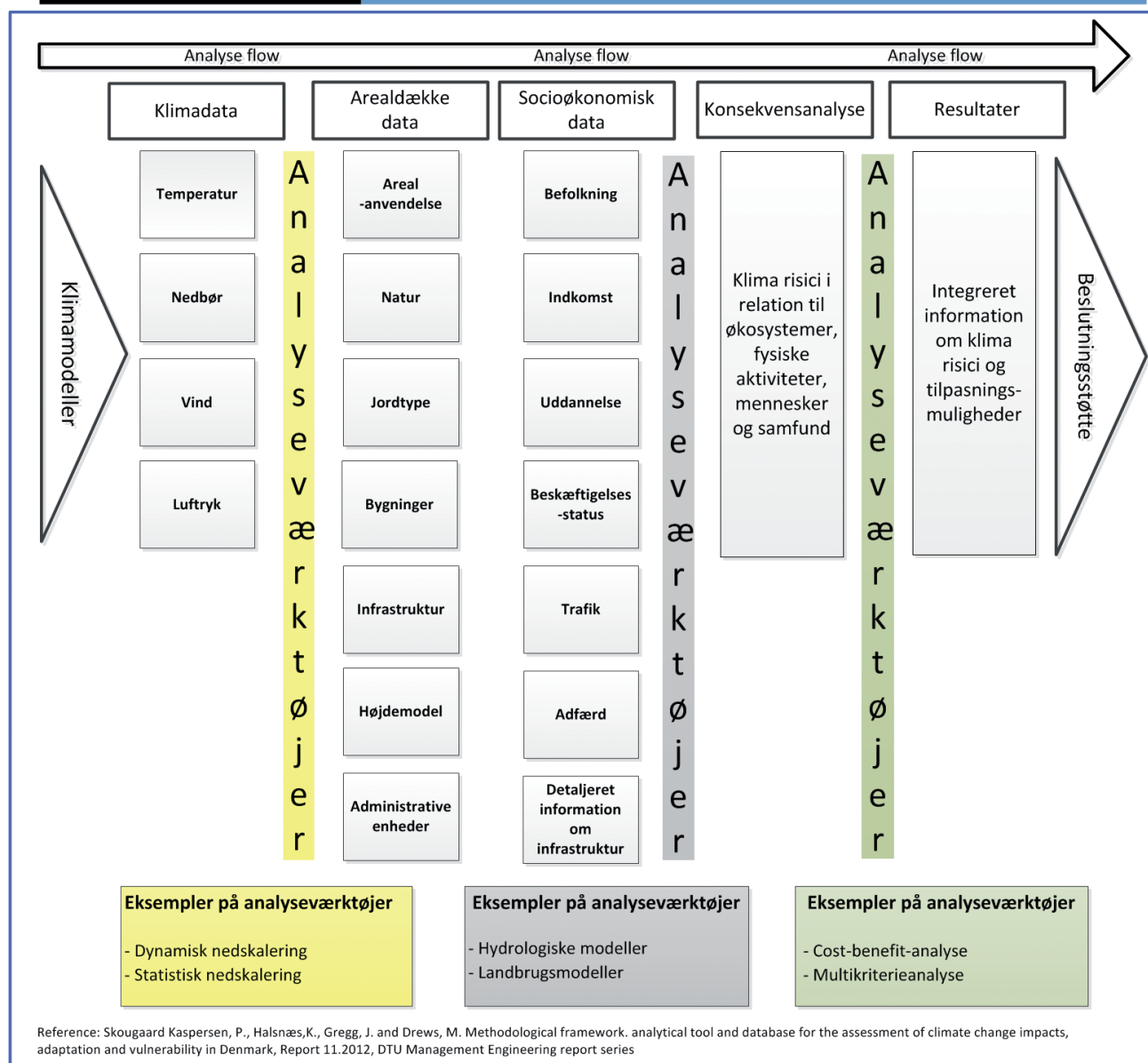
Selve udviklingen af DIAS systemet er udsprunget af et tæt forskningssamarbejde mellem DTU, DMI, GEUS, Aarhus Universitet og Københavns Universitet mellem eksperter i klima påvirkninger og økonomi, som blandt andet har fundet sted i Centre for Regional Change in the Earth System (CRES). Det har her været klart, at analyser af klima påvirkninger kræver et tæt og struktureret samarbejde mellem modelgrupper og eksperter med forskellig faglig baggrund og med adgang til

omfattende arealbaserede data /2/.

DIAS systemet har på det nuværende udviklingstrin data om fremtidigt klima i Danmark, arealdata for anvendelseskategorier, grundvand, jordbundstyper, økosystemer, kritisk infrastruktur, befolkning, indkomst, bygninger, historiske mindesmærker, trafik, industri, og offentlige institutioner som skoler, børnehaver og hospitaler. Data ligger i GIS format for Danmark. Analyserne vil udover databasen skulle understøttes af f.eks. hydrologiske modeller, landbrugs- og energi modeller, kystmodeller, grundvandsmodeller, og økonomiske analyseværktøjer (Figur 1).

Risikoanalyser for klimapåvirkninger anvender som sagt forskellige modeller, og første del af analyserne sammenkæder klimamodeller og arealdata. Når det drejer sig om vurdering af konsekvenserne af oversvømmelser sammenknyttes klimadata og hydrologiske beregninger med samfundsøkonomiske data. Det er så muligt at få et arealmæssigt overblik over mulige konsekvenser af ekstremnedbør, og et eksempel på et sådan kort for Odense er vist i Figur 2. Kortet er her blandt andet baseret på oversvømmelsesberegninger udført af VandCenterSyd som led i Odense kommunes klimatilpasningsplan /3/.

Figur 2 viser med blå farve beregnede oversvømmelser i Odense by ved en ekstrem nedbørshændelse svarende til 40 mm pr. time og sammenkobling med et arealanvendelseskort for det samme område danner basis for at vurdere omkostningerne ved ekstrem regn. Are-



Figur 1: Oversigt over hovedelementer i DIAS systemet

alanvendelseskortet bygger på generelle arealdata i et system udviklet af Aarhus Universitet dækkende hele Danmark /4/.

Oversvømmede arealer i Odense omfatter veje, bygninger, infrastruktur og andre anlæg, hvor det i princippet er muligt at udbedre skader ved efterfølgende reparation, såvel som mere unikke værdier som museer, historiske mindesmærker, og økosystemer. Figur 4 viser et kort over Odense centrum, hvor en række særlige værdier som H.C. Andersens hus, historiske kirker, fortidsminder, museer og plejeboliger kan være oversvømmelses-truede.

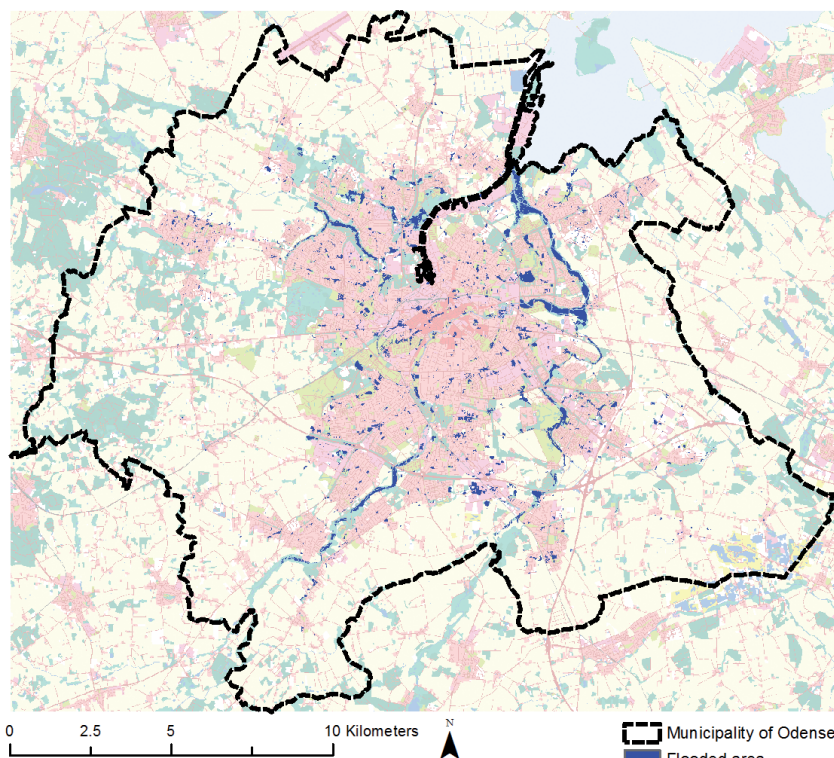
Omfanget af oversvømmelser vil naturligvis afhænge af nedbørsintensiteten, som igen afhænger af, omfanget af fremtidige klimaændringer. I forbindelse med CRES projektets

arbejde med fremtidige klimaændringer er der udarbejdet en oversigt over hyppigheden af intensive nedbørshændelser baseret på en klimamodelleregning (Tabel 1). Her stiger hyppigheden af hændelser med store ned-

børsmængder når klimaet ændrer sig fra det nuværende og især ved store temperaturstigninger. Det betyder f.eks., at 30 mm nedbør pr. time, som kan give anledning til mærkbare oversvømmelser i en by som Odense, for-

Tabel 1: Maksimal intensitet pr. time pr. dag og antal nedbørshændelser pr. 100 år for nuværende klima og fremtidigt klima svarende til globale gennemsnitlige temperaturændringer på henholdsvis 2-, 4- og 6 graders celsius

Nedbørsintensitet		Antal hændelser pr. 100 år			
Maksimal (mm/time)	Total (mm/dag)	Nuværende klima	+ 2 °C	+ 4 °C	+ 6 °C
20	49	20	40	71	143
25	59	10	22	44	95
30	68	5	12	28	60
35	82	2	6	17	33
40	95	1	3	10	21



Figur 2: Oversvømmede arealer i forbindelse med et skybrud med en maksimal intensitet på 40 mm/time og en total mængde nedbør på 95 mm (Odense Kommune, 2014).

ventes at kunne ske i gennemsnit hvert tredje år over et hundredeårigt tidsforløb, hvis vi er i et forløb med globale temperaturstigninger på 4 grader eller derover.

Aktiviteterne og værdierne, som forventes at kunne blive berørt af intensiv nedbør i Odense er illustreret i Figur 5 og Figur 6. Det fremgår, at over 1500 bygninger kan blive oversvømmet i Odense ved 30 mm nedbør pr. time, og en øget intensitet på op til 40 mm pr. time vil udsætte over 2300 bygninger for oversvømmelse. Samtidig vil et stort antal bevaringsværdige bygninger og også museer, kirker og andre mindesmærker være udsatte.

Omkostninger ved oversvømmelser

Omkostninger ved oversvømmelser kan beregnes ved at sætte tal på økonomiske tab for de fysiske påvirkninger, se arealanvendelseskort i Figur 3. Det er vanskeligt at fastsætte præcise værdier for økonomien, da vi i Danmark heldigvis endnu ikke har været berørt af så mange alvorlige oversvømmelser. Vi tager her udgangspunkt i de skadesomkostninger, som er indberettet til forsikringselskaberne i forbindelse med oversvømmelsen i København i 2011. En anden begrænsning i opgørelsen af omkostninger er, at visse påvirkninger i sagens natur er vanskelige at opgøre økonomisk. Hvad er f.eks. samfundets tab ved, at H.C. Andersens hus i Odense beskadig-

ges eller ved, at et barn udsættes for alvorlig infektion fra bakterier i kloakvand?

Der er flere forskellige metoder til at estimere omkostningerne i forbindelse med oversvømmelser fra skybrud i byområder. Metoderne omfatter konsekvensberegninger med udgangspunkt i modeloutput fra oversvømmelsesmodeller og anvendelse af forsikringsdata. Vi præsenterer her et eksempel på førstnævnte. Konsekvensanalyser baseret på modeloutput bygger på en kortlægning af

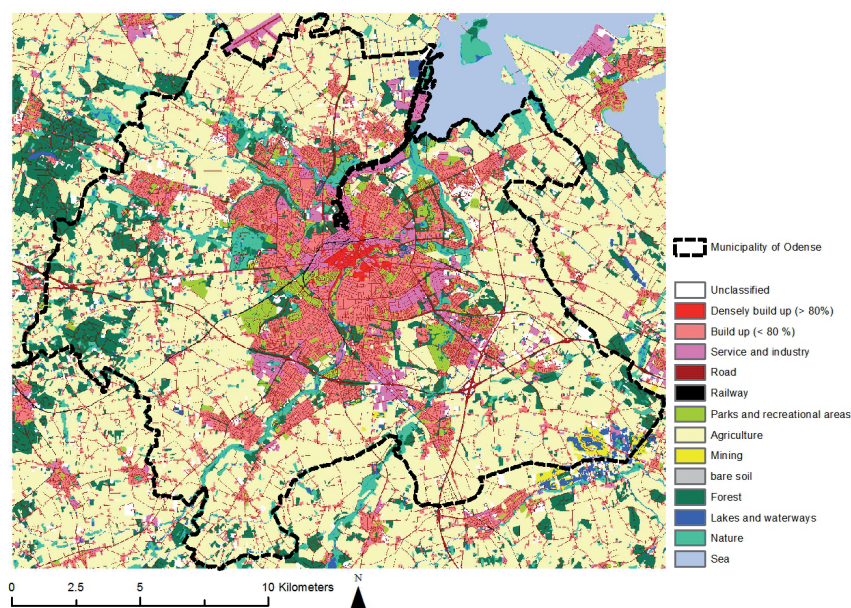
risikoen for oversvømmelser i forbindelse med nedbørshændelser med forskellige intensiteter (Figur 6, 7). I vores eksempel fra Odense har vi benyttet os af kommunens kortlægning, som er foretaget i forbindelse med tilblivelsen af deres klimatilpasningsplan fra 2014 /3/. Ved at kombinere oversvømmelseskortene med relevant information om arealanvendelse er det muligt at estimere potentielle omkostninger ved forskellige nedbørshændelser. Fra oversvømmelseskortene for Odense kender vi den maksimale vanddybde for alle områder i byen ved forskellige nedbørshændelser, og vi forudsætter at omkostningerne stiger lineært med den maksimale vanddybde (Tabel 2).

Forudsætningerne for udregning af skadesomkostningerne er baseret på forskellige kilder, og konsekvensen heraf er, at omkostningsberegningerne er behæftet med relativ stor usikkerhed. En kort oversigt over baggrunden for omkostningerne er givet i Box 1.

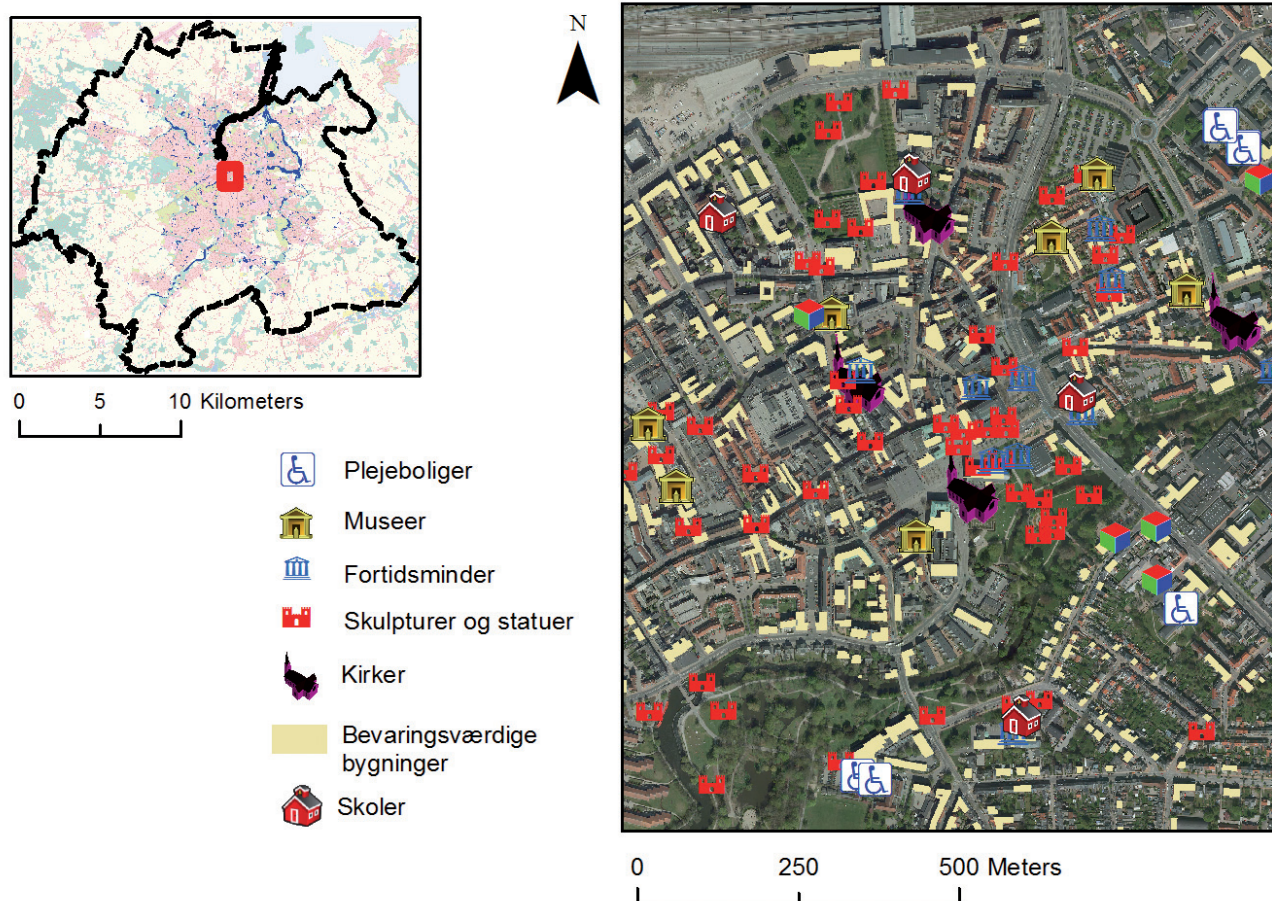
Som det fremgår af Figur 7 skønnes det, at omkostningerne ved intensiv nedbør i Odense vokser kraftigt ved overskridelse af nedbør 25 mm pr. time. Den største kategori af skader opstår for service og industribygninger, og dernæst følger skader på individuelle huse, veje og etageboliger. Selve værdisætningen af bevaringsværdige bygninger og andre mindesmærker er som sagt meget usikker, så sådanne skader kan vurderes som værende mindst lige så vigtige som andre områder.

Beslutningstagnation og usikkerheder

Et vigtigt formål med beregninger af omkostninger ved klimapåvirkninger er at un-



Figur 3: Arealanvendelse, Odense kommune (Levin et al., 2012)



Figur 4: Kort over særlige unikke historiske og kulturelle værdier i Odense Centrum

derstøtte beslutningstagning, som f.eks. i forbindelse med kommunernes udarbejdelse af planer for klimatilpasning. Her drejer det sig om at vurdere, hvilke skader, som er acceptable for borgerne, erhvervslivet og samfundet, og om hvad det kan betale sig at investere i at undgå skaderne.

Som tidligere omtalt er der en række usikkerheder forbundet med beregningerne, som er knyttet til alle de beregningstrin, som indledningsvis blev illustreret i Figur 1. De omfatter selve klimafremskrivningerne, nedskalering til et detaljeret geografisk niveau, fysiske beregninger af påvirkninger som f.eks. oversvømmelser, og også vurderingen af skadesomkostninger.

I forbindelse med beslutningstagning om investering i klimatilpasning kan det være værd at prøve at indsnævre, hvilke usikkerheder, som det er vigtigst at fokusere på ved en given beslutning. Disse usikkerheder er naturligvis afhængige af, hvilken specifik klimapåvirkning, der er i fokus. Mere konkret kan beregninger af konsekvenser af intensiv nedbør fokusere på usikkerheder, som har særlig betydning for klimatilpasningstiltag ved oversvømmelser i byer. Sådanne klimatilpasningstiltag kan omfatte:

- Investeringer i kloakanlæg, som er omkost-

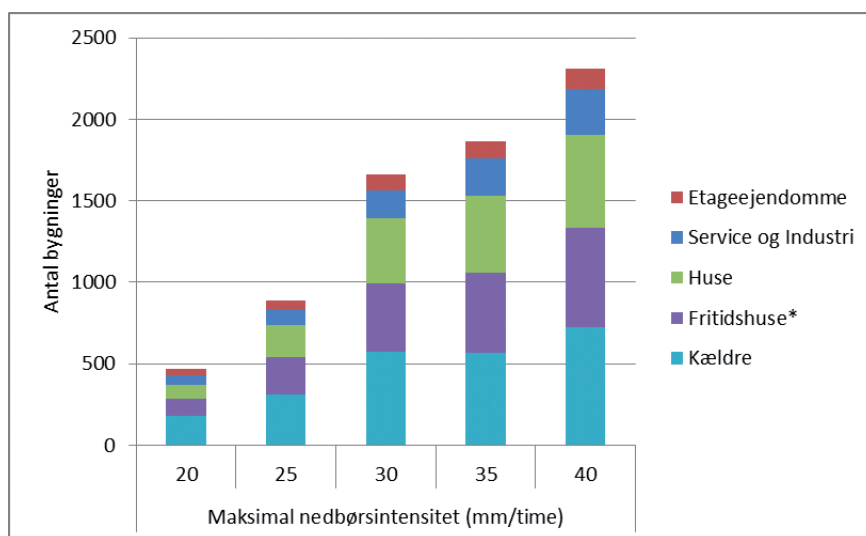
ningstunge og har en lang levetid på op til 100 år.

- Investeringer i regnvandsbassiner, som er relativt billige, og som måske kan kombineres med udvidelse af grønne områder.
- Specifikke beskyttelser af særligt bevaringsværdige områder med mindre omkostninger.
- Vandaflødningskanaler for områder som

f.eks. veje af varierende økonomisk omfang.

- Beskyttelsesforanstaltninger i huse og andre bygninger af mindre økonomisk omfang.

Særligt store og langsigtede investeringer som ved kloakanlæg er afhængige af en høj grad af pålidelighed i fremskrivninger af klimaet og lokal nedskalering af nedbør, og her vil en høj grad af usikkerhed kunne pege på,



Figur 5: Antal bygninger som kan blive oversvømmet i Odense kommune ved skybrud med varierende nedbørsintensitet. * Fritidshuse dækker primært over garager, carporte, udhuse og drivhuse. En bygning er kategoriseret som værende oversvømmet ved 20 cm overfladevand mens der skal 5 cm til at oversvømme en kælder.

Box 1: Oversigt over anvendte metoder til omkostningsberegninger

Bygninger, kældre, veje og jernbaner

Omkostningerne ved oversvømmelser af veje, jernbaner og kældre er baseret på tal fra Odense kommunes klimatilpasningsplan /3/. Det er forudsat, at skader begynder ved overfladevand på 2,5 cm, skaden sættes her f.eks. for veje til 66 kr./m². Herefter stiger skadesomkostningen lineært indtil en maksimal omkostning nås ved 50 cm overfladevand (eks. veje: 1322 kr./m²). For bygninger forudsættes, at der sker en skade ved 10 cm overflade vand, og at det maksimale skadesniveau svarer til 70 cm overfladevand /5/ /6/ og /7/.

Helbred

Helbredsomkostninger er baseret på antallet af personer, som er i kontakt med den blanding af regnvand og spildevand, som flyder op fra kloakkerne ved oversvømmelser. Vi er her gået ud fra antal oversvømmede kældre, og det antages, at gennemsnitlig 1,8 person er i kontakt med forurenat vand for hver oversvømmet kælder /5/. Vi forudsætter, at skader kan ske allerede ved en vanddybde på 15 mm, da kontakt med kun en meget lille dosis forurenat vand er nok til at forårsage helbredsproblemer. Helbredsomkostningerne stiger herefter lineært op indtil en maksimal skadeomkostning ved 50 mm.

Vandmiljø

Skadesomkostningen på vandmiljø er udregnet som antallet af vandløb og søer som bliver påvirket af spildevand i relation til de enkelte nedbørshændelser /5/.

Bevaringsværdige bygninger og andre mindesmærker

Som for bygninger gælder det at der skal 10 cm overfladevand til at påføre en skade på de uvurderlige aktiver. Enhedsomkostningen for uerstattelige aktiver er svær at vurdere da disse ikke umiddelbart kan erstattes eller genopbygges til deres oprindelige stand /3/. Herudover er der for disse aktiver en stor grad af subjektivitet forbundet med deres faktiske samfundsværdi. Der er for eksempel stor forskel på hvor meget forskellige individer værdsætter kirker, museer etc. Af denne grund er der meget stor usikkerhed forbundet med udregningen af skadesomkostningerne for denne kategori. De anvendte skadesomkostninger til denne analyse er baseret på /3/.

at det kunne være mere attraktivt at satse på nogle af de andre tilpasningsmuligheder, som har en mindre omkostning her og nu, og som

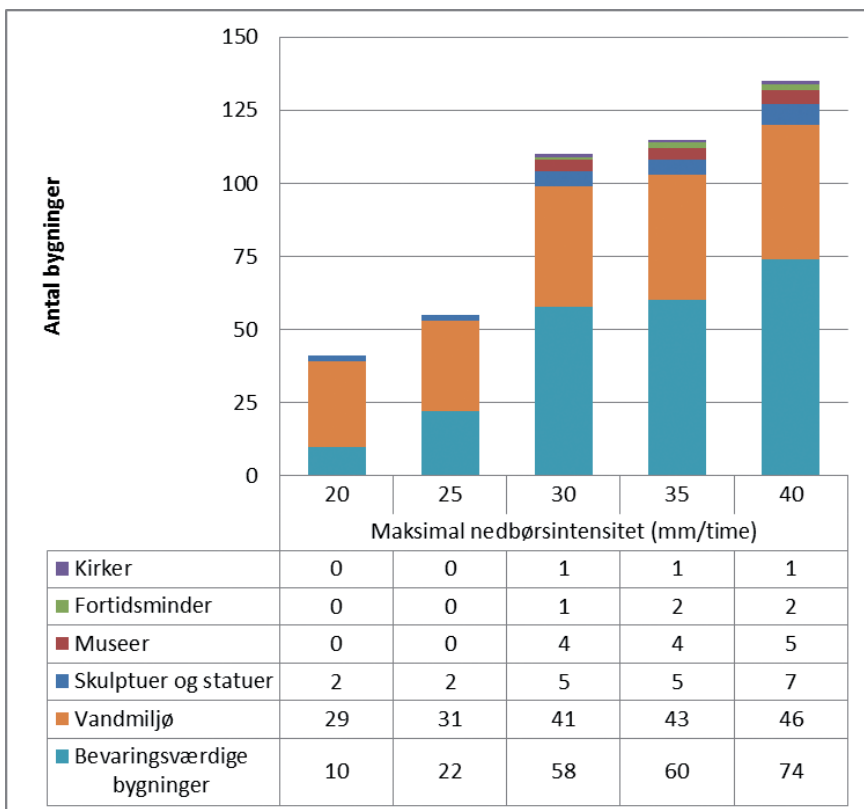
på en mere fleksibel måde kan skaleres op og videreudvikles over tid i tråd med, at den tilgængelige viden om klimændringer forventes

at vokse.

Modsat vil fremskrivninger af samfundsmæssige aktiviteter, som f.eks. en bys udvikling blive mere usikre over tid, hvilket kan pege på, at byens udviklingsmuligheder og struktur skal holdes åben, og det vil på samme måde som klimausikkerheden pege på, at store irreversible investeringer skal suppleres med andre tilpasningstiltag, som på en mere fleksibel måde kan skaleres op og ned over tid.

Referencer

- /1/ IPCC, 2014: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32.
- /2/ Skougaard Kaspersen, P., Halsnæs, K., Gregg, J., Drews, M., 2012. Methodological framework, analytical tool and database for the assessment of climate change impacts, adaptation and vulnerability in Denmark (No. Report 11.2012), DTU Management



Figur 6: Antal bevaringsværdige bygninger, andre uerstattelige værdier og vandmiljøer som oversvømmes i Odense kommune ved skybrud med varierende nedbørsintensitet.

Tabel 2: Skadesomkostninger ved forskellige oversvømmelsesniveauer: Skadesomkostninger ved forskellige oversvømmelsesniveauer

	Maksimal vanddybde							
Bygninger	10 cm	20 cm	30 cm	40 cm	50 cm	60 cm	70 cm	DKK/bygning
Service og industri	520,632	1,041,264	1,561,896	2,082,529	2,603,161	3,123,793	3,644,425	
Fleretageejendomme	341,709	683,418	1,025,127	1,366,836	1,708,545	2,050,254	2,391,962	
Huse	125,000	250,000	375,000	500,000	625,000	750,000	875,000	
Fritidshuse	6,250	12,500	18,750	25,000	31,250	37,500	43,750	
Kældre	2.5 cm	5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	30 cm	50 cm	DKK/m ²
	66	132	264	397	529	793	1,322	
Infrastruktur	2.5 cm	5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	30 cm	50 cm	DKK/m ²
Veje	66	132	264	397	529	793	1,322	
Jernbaner	330	661	1,321	1,982	2,642	3,963	6,605	
Helbred	0.15 cm	0.3 cm	1 cm	5 cm	10 cm	20 cm	50 cm	DKK/person
	81	162	541	2,707	5,415	10,829	27,073	
Vandmiljø	10 cm	20 cm	30 cm	40 cm	50 cm	60 cm	70 cm	euro/sø el. vandløb
	125,000	250,000	375,000	500,000	625,000	750,000	875,000	
Uerstatteligt aktiver	10 cm	20 cm	30 cm	40 cm	50 cm	60 cm	70 cm	DKK/bygning
Monumenter	250,000	500,000	750,000	1,000,000	1,250,000	1,500,000	1,750,000	
Kirker	2,500,000	5,000,000	7,500,000	10,000,000	12,500,000	15,000,000	17,500,000	
Bevaringsværdige bygninger	250,000	500,000	750,000	1,000,000	1,250,000	1,500,000	1,750,000	
Statuer og skulpturer	250,000	500,000	750,000	1,000,000	1,250,000	1,500,000	1,750,000	
Museer	250,000	500,000	750,000	1,000,000	1,250,000	1,500,000	1,750,000	

Engineering Report Series.

/3/ Odense Kommune, 2014. Klimatilpasningsplan 2014 - Baggrundsrapport til Kommuneplantillæg nr. 1.

/4/ Levin, G., Rudbeck Jepsen, M., Blemmer, M., 2012. Basemap - Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark, Technical report from DCE - Danish

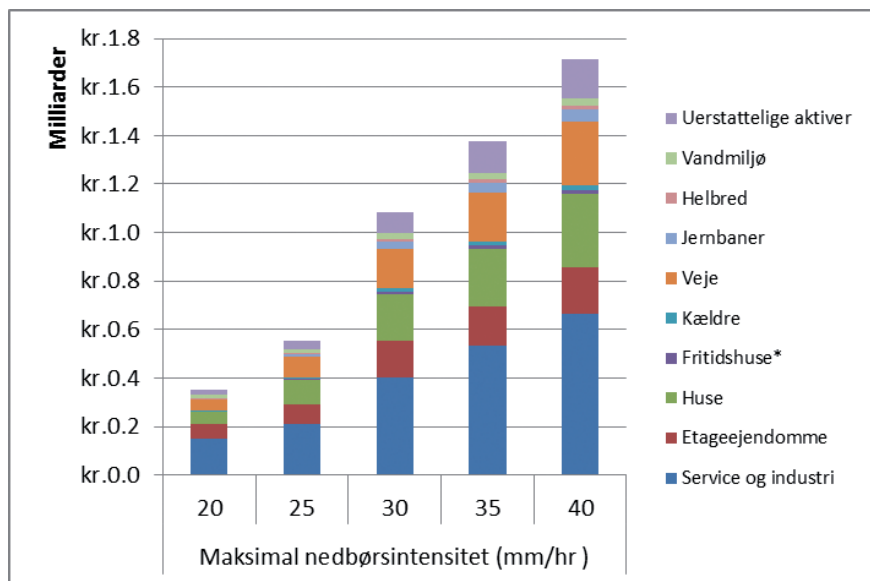
Centre for Environment and Energy No. 11. Aarhus Universitet - Danish Centre for Environment and Energy.

/5/ Zhou, Q., Mikkelsen, P.S., Halsnæs, K., Arnbjerg-Nielsen, K., 2012. Framework for economic pluvial flood risk assessment considering climate change effects and adaptation benefits. J. Hydrol. 414-415,

539-549. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.031

/6/ Arnbjerg-Nielsen, K., Fleischer, H.S., 2009. Feasible adaptation strategies for increased risk of flooding in cities due to climate change. Water Sci. Technol. 60, 273. doi:10.2166/wst.2009.298

/7/ Forsikring og Pension 2014: Hjemmeside besøgt Juni 2014. http://www.forsikringogpension.dk/presse/Statistik_og_Analyse/statistik/forsikring/erstatninger/Sider/Erstatninger_for_vandskader.aspx



Figur 7: Skadesomkostninger i Odense ved skybrud med varierende nedbørsintensitet

KIRSTEN HALSNÆS er professor i klima og økonomi ved DTU Management. Hun har mere end 20 års erfaring i international klimaforskning og har spillet en ledende rolle i FN's klimaekspertpanel IPCC. Hendes publikationer omfatter en lang række internationale tidsskriftsartikler og danske bidrag, og derudover har Kirsten været meget aktiv i dansk klimadebat og kommunikation.

PER SKOUGAARD KASPERSEN er PhD studerende ved DTU Management. Pers PhD projekt omhandler byudviklingens indflydelse på storbyers sårbarhed overfor ekstreme vejr-hændelser, herunder skybrud. Per er uddannet geograf fra Københavns Universitet.

MODFLOW-LID kvantificerer LAR-effekten

MODFLOW-LID er en ny hydrologisk model, som kan simulere LAR på detailniveau integreret med grundvand og opskalere effekten til kloakoplande og byens vandkredsløb. Modellen er et gennembrud i planlægningen af robuste LAR-strategier for bydele, fordi modellen giver mulighed for både at evaluere den hydrauliske effekt på kloakken og risikoen for afledte effekter som stigende grundvandsspejl og fugtige kældre.

JAN JEPPESEN & CHRISTIAN AMMITSØE

Baggrund

Lokal afledning af regnvand (LAR) er et attraktivt middel til regnvandshåndtering og klimatilpasning. En analyse af mulighederne for at anvende LAR forskellige steder i en by er imidlertid kompleks idet LAR påvirker byens rum og fysiske strukturer. Anvendelse af LAR kræver derfor planlægningsmæssigt heldssyn, borgerinddragelse og input fra flere fagdiscipliner - ikke mindst fra hydrologi.

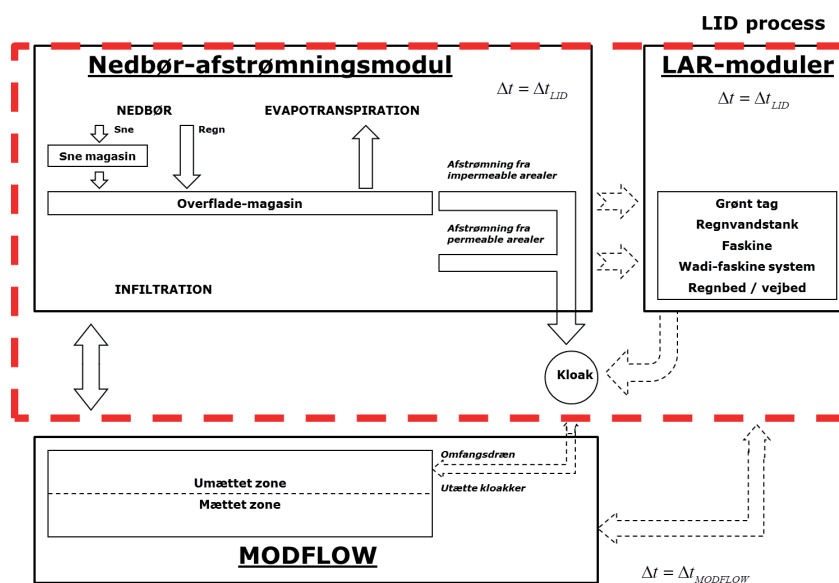
I Vandsektorens Teknologiudviklingsfond (VTU) projekt 7520-2012 er der udviklet en ny hydrologisk LAR-model, som kan benyttes som beslutningsstøtte til at få svar på om det er muligt at opnå en tilstrækkelig effekt af LAR-løsninger for et givet område i forhold til målsætninger for afkobling, hydraulisk effekt på kloakken og områdets nedslivningskapacitet – og hvor meget succeskriteriet er afhængigt af borgernes valg omkring LAR-løsninger.

MODFLOW-LID

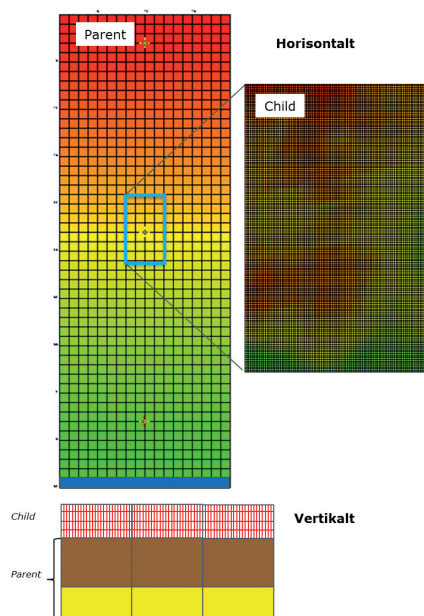
Den nye hydrologiske model simulerer byens vandkredsløb med fokus på overfladisk afstrømning fra impermeable og permeable arealer, LAR og grundvand. De udviklede beregningsmoduler er implementeret som en selvstændig beregningsproces "LID" (Low Impact Development) i den U.S. Geological Survey (USGS) baserede finite-difference grundvandsmodel-program MODFLOW og benævnes "MODFLOW-LID". LID er den amerikanske betegnelse for LAR.

MODFLOW-LID har beregningsmoduler for grønt tag, regnvandstank, wadi, faskine m/u dræn og vejbede, se figur 1. Faskine-modellen medtager to-vejs interaktionen mellem nedslivningselementer og grundvand. Afstrømningen kan ledes gennem flere LAR-elementer før udløb til kloak (eller recipient). Modellen simulerer også grundvandsrelaterede bidrag til afløbssystemet fra omfangsdræn og utætte kloakrør. Det totale bidrag til afløbssystemet akkumuleres i kloakoplande og kan gives som input til en afløbsmodel, så effekten af LAR på opstuvnings- og oversvømmelses-hændelser i afløbssystemet kan simuleres og belyses.

MODFLOW-LID benytter den specielle LGR-metode (Local Grid Refinement), som muliggør en koblet simulering af en lokal- og regional skala grundvandsmodel i MODFLOW-systemet, se figur 2. Lokalmode-len repræsenterer typisk et fokus-område for LAR (f.eks. en bydel på 1×1 m cellestørrelse), mens regionalmodellen repræsenterer et større omkringliggende område (f.eks. det hydrologiske opland på fx 50×50 m cellestørrelse). LGR-metoden sikrer, at LAR, nedslivning og grundvandsstrømning nær terræn simuleres på den detail-skala, som processerne og urbane strukturer vitterligt optræder på. Denne detail-skala vurderes nødvendig for at



Figur 1: Rutediagram over MODFLOW-LID, som er en komplet hydrologisk model for det urbane vandkredsløb. Modellen simulerer hydrologiske bidrag til kloakken (eller en recipient) ved overfladisk afstrømning, overløb fra LAR samt grundvandsstilskud fra omfangsdræn og utætte kloakker.



Figur 2: Princippet i Local Grid Refinement (LGR) koblingen mellem en parent (regional) model og en child (lokal) model. Metoden sikrer, at LAR, nedsivning og grundvandsstrømning nær terræn simuleres i en child-model på den detail-skala som processerne foregår på, dvs. 1x1 m. For den dybere del af lag-serien, hvor variabiliteten i hydraulisk ledningsevne er mindre benyttes en grovere skala i regional-modellen, fx 50x50 m.

ved nedsivning som stigende grundvandsspejl og fugtige kældre.

MODFLOW-LID er opbygget meget fleksibelt og det kan fx vælges helt at deaktivere integrationen med grundvand, sådan at LID-processen benyttes på et meget simpelt og beregningsmæssigt hurtigt niveau, f. eks. til simulering af ét grønt tag eller afstrømningen fra én matrikel. Den simple anvendelse kan

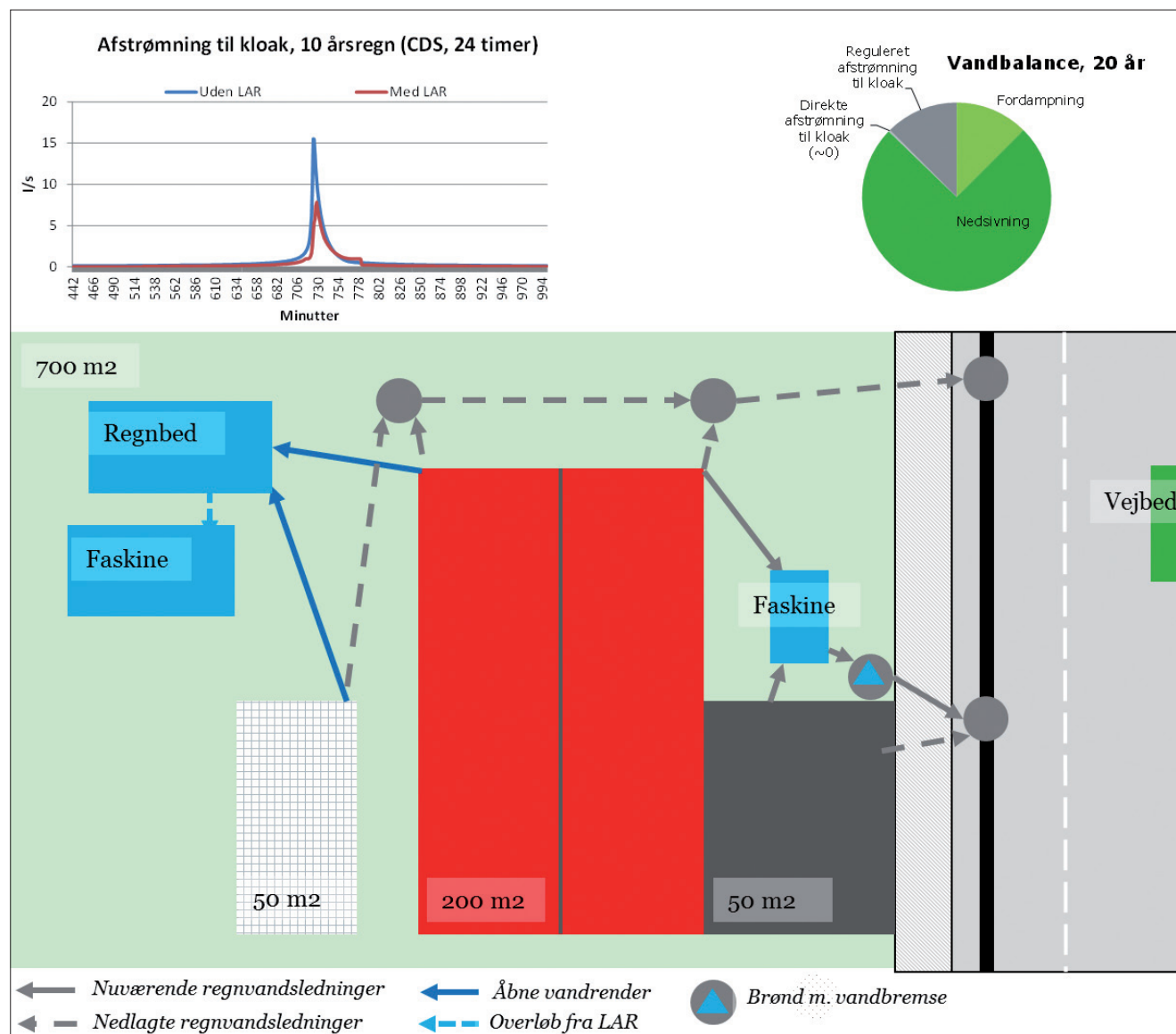
f.eks. benyttes til at designe LAR-opsætningen på én matrikel i henhold til borgerens ønsker og givne krav for afkobling og forsinkelse.

Demonstration

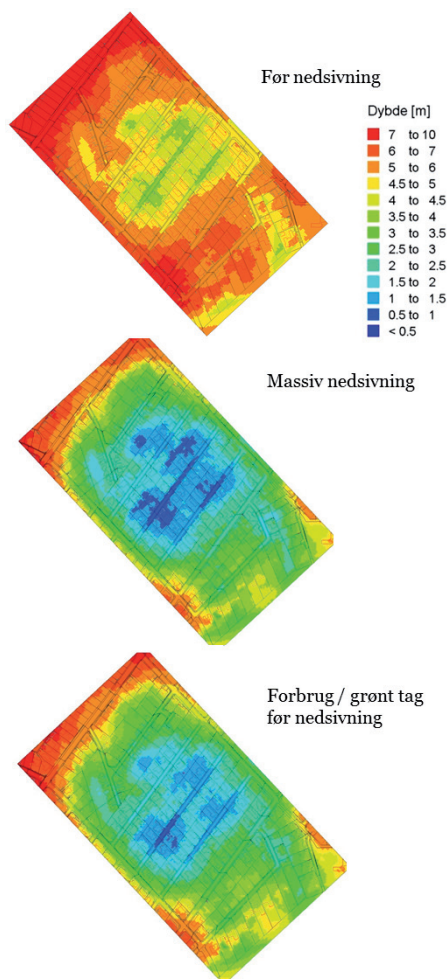
Modellen er demonstreret for både simple og avancerede cases i VTU-projektet; fra simulering af enkelt og serielt-forbundne LAR-elementer til simulering af eksisterende byområder i Odense, hvor effekten fra flere hundrede LAR-elementer er opskaleret til kloakoplande og bydele.

Et fokus var blandt andet at simulere og evaluere effekten ved at koble LAR-anlæg delvist med de eksisterende kloakker med henblik på at opretholde det fremtidige serviceniveau. Den delvise kobling består af vandbremsere, der sikrer en droslet tømning af LAR-anlæggene i et tempo som passer til kloakkernes afledningskapacitet.

kunne vurdere risikoen for afledte effekter



Figur 3: MODFLOW-LID simulering af afstrømningen fra en matrikel med LAR. Mod havesiden afkobles regnen og ledes til regnbed og faskine. Mod vejen ledes regnen til faskine med vandbremse og videre til kloak. Øverst til venstre ses en hydrograf for afstrømningen til kloakken i en 10 års designregn (CDS-regn, 24 timer, faktor 1,4). Øverst til højre ses den gennemsnitlige vandbalance for matriklen.



Figur 4: MODFLOW-LID simulering af afstanden til grundvandsspejlet uden LAR (øverst), med massiv nedsvivning (midt) henholdsvis med inddragelse af regnvandstanke eller grønne tage for nedsvivning (nederst). Ved massiv nedsvivning hæves grundvandsspejlet i relativt lavtliggende områder og medfører risiko for forsumpning af udsatte ejendomme. Inddragelse af fordampning ved grønne tage og forbrug af regnvand mindsker mængden til nedsvivning og dermed risikoen for forsumpning i området.

Et andet fokus var at simulere og belyse mulighederne for at benytte grønne elementer (regnbede og grønne tage) samt forbrug af regnvand (til toiletskyl og tøjvask ved regnvandstanke) med henblik på at mindske mængden til nedsvivning og derved øge de generelle muligheder for afkobling af regnvand ved hjælp af nedsvivning på lerede og lavtliggende arealer i Odense.

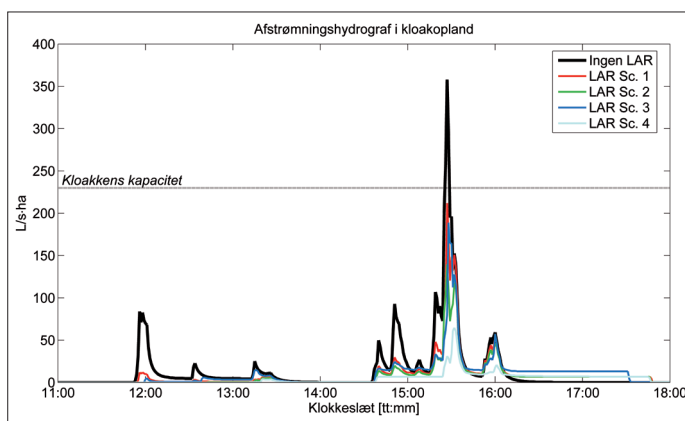
Demonstrationsresultater

På figur 3 ses et eksempel på simulering af afstrømning og vandbalance for én matrikel, hvor LAR-elementer benyttes til at håndtere regnen. Havesiden er afkoblet kloakken, mens vejsiden bidrager med forsinket afstrømning til kloakken. MODFLOW-LID fremskriver LAR-effekten på kloaktilstrømningen og vandbalancen, både over kort tid (øverst til venstre) og over lang tid (øverst til højre).

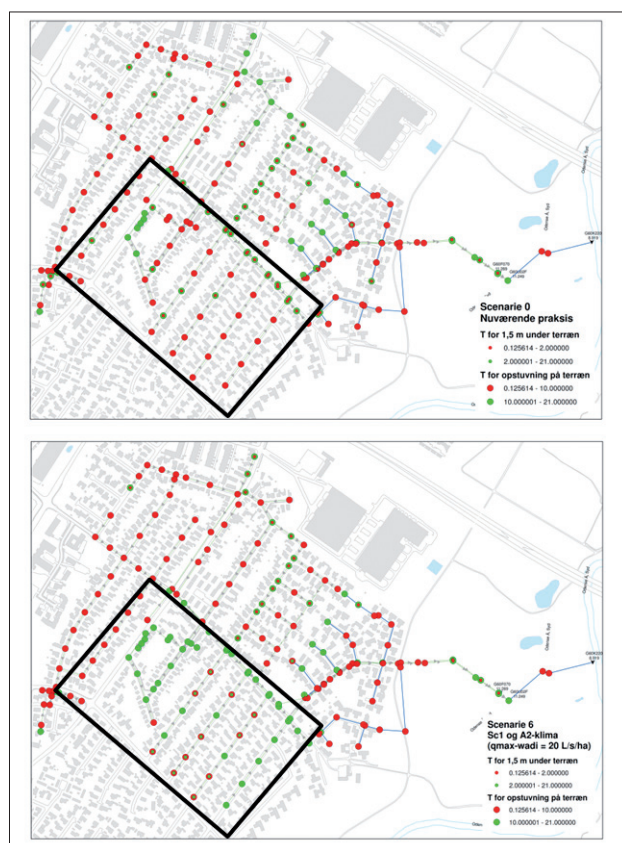
Princippet med simulering på matrikelniveau fra figur 3 kan overføres til flere hundrede matrikler i et byområde med henblik på at evaluere effekten på grundvandsspejlet af den aggregerede nedsvivning. Figur 4 viser således effekten på dybden til grundvandsspejlet for et villaområde på moræner i Odense, hvor modellen er demonstreret. Det ses, at massiv nedsvivning medfører et terrænnært grundvandsspejl, som udgør en fugt-risiko for huse og infrastruktur beliggende i relativt lavereliggende områder. Modellen indikerer endvidere, at inddragelse af forbrug ved regnvandstanke og fordampning ved grønne tage afhjælper problemet med det høje grundvandsspejl ved at reducere mængden til nedsvivning.

Mht. demonstrationen for villaområdet på moræner på figur 4 skal det bemærkes, at ledningsgrave fungerer som vandveje for det nedsvivede regnvand i kraft af deres relativt bedre vandførende egenskaber i forhold til den omkringliggende moræner. Det vil sige, at nedsvivet regnvand fra højereliggende områder kan transporteres ad disse ledningsgrave til lavereliggende områder og her udgøre en risiko mht. grundvandsspejlet. Det er i den forbindelse afgørende, at modellen kan simulere på den skala som strukturer og vandstrømninger foregår på – en hovedstyrke ved MODFLOW-LID, se i øvrigt figur 2.

Ud over at kunne opskalere LAR-effekten til



Figur 5: MODFLOW-LID simulering af afstrømningen i et kloak-opland i en 10 års hændelse i forskellige LAR-scenarier. Hydrograferne afspejler forskellige LAR-strategier i det konkrete kloakopland.



Figur 6: Eksempel på anvendelse af MODFLOW-LID til simulering af opstuvninger for afløbssystemet i et byområde uden LAR (øverst) og i et scenarium med LAR (nederst). LAR-scenariet viser, at der opnås en forbedret opfyldelse af serviceniveauet i mange kloakoplande (de grønne og røde cirkler viser kloakbrønde, hvor serviceniveauet overholdes / ikke overholdes).

grundvand og det hydrologiske vandkredsløb kan modellen

beregne den samlede effekt af de enkelte LAR-tiltag for hele kloakoplande. Figur 5 viser effekten af forskellige LAR-scenarier i et kloakopland i form af tilløbshydrografer. Hydrograferne er under forskellig indflydelse af regnvandstanke, grønne tage, faskiner, regnbede og vejbede med droslet afledning til kloakken via vandbremsere under skybrud. Hydrograferne for de enkelte LAR-scenarier kan sammenholdes med status-situationen uden LAR (hvor kloakkens kapacitet er overskredet, se figur 5). Det ses, at LAR-scenarierne i varierende grad tilbageholder og forsinker afstrømningen til kloakken og afhjælper kapacitetsproblemet betydeligt.

Den modellerede afstrømning i kloakoplande af bidrag fra regnvand, LAR elementer samt bidrag fra grundvand (via f.eks. omfangsdræn eller indsivning i kloakker) kan danne input til videre modellering af afløbssystemet ved f.eks. MIKE URBAN Pipeflow modulet. Figur 6 viser et eksempel på evaluering af serviceniveauet baseret på 20 års simulering for et byområde i Odense (hyppighed af opstuvninger i forhold til terræn og kælder-niveau). Derved kan LAR-effekten opskaleres og sammenholdes med servicemål for kloakken.

Konklusion og perspektiver

MODFLOW-LID simulerer LAR, nedsivning og grundvandsstrømning på den detail-skala processerne foregår på og kan opskalere effekten til bydele og kloakoplande. Derved er det muligt at evaluere effekten af forskellige decentrale LAR-strategier på målsætninger for hydraulisk effekt, serviceniveau og risiko for stigende grundvandsspejl. Den fleksible modelopbygning sikrer, at modellen kan benyttes til mange forskellige formål: fra simpel dimensionering af LAR-anlæg til klimamodellering af forskellige LAR-strategier for bydele, til afdækning af risici for forurening af grundvandsressourcen og utilsigtede grundvandsstigninger. Modellen kan dermed levere beslutningsstøtte til en bred vifte af opgaver inden for spildevandsbranchen.

Det er imidlertid vigtigt at bemærke, at troværdigheden af modellens resultater er stærkt afhængig af det foreliggende vidensgrundlag om det modellerede område. Før eller i



Figur 7: Eksempel på geofysisk kortlægning af grønne områder, stier og veje i et eksisterende villaområde for NORDVAND. Kortlægningen giver et ret sammenhængende kort over modstandsfordelingen i de øvre jordlag, som afspejler nedsivningspotentialet. Kortlægningen kan benyttes i planlægningen af lokaliteter for nedsivning og til målrettelse af dyrere kortlægning ved borer og infiltrationstest.

forbindelse med modellering bør der indsamles data omkring den rumlige nedsivningskapacitet i de øvre jordlag. Typisk udføres traditionel kortlægning i form af korte borer, pejlinger og infiltrationstest. Kortlægning kan imidlertid med fordel initieres med geofysisk kortlægning, som giver et mere sammenhængende billede af nedsivningsmulighederne, som igen kan benyttes til at fokusere den traditionelle kortlægning til egnede lokaliteter for nedsivning, se figur 7.

Men, foreligger der et rimeligt datagrundlag for et område, giver LAR-modellering ved MODFLOW-LID vigtig beslutningsstøtte til planlægningen af robuste LAR-strategier for et område og i henhold til givne målsætninger for hydraulisk effekt på kloakken, risiko for forsurening, nedsivningsafledt behov for dræning, afkobling af hverdagsregn, afkobling af skybrudsregn, rekreativ effekt, etc.

VandCenter Syd er ved at udvikle et større projekt for afkobling af regnvand i Skibhuskvarteret i den centrale del af Odense, hvor

der gentagne gange har været problemer med oversvømmelser på grund af utilstrækkelig kapacitet i kloaksystemet. Det er hensigten, at en stor del af regnvandet fremover skal håndteres lokalt, enten på privat grund eller i offentlige arealer (primært veje). En udfordring for anvendelsen af LAR i området er, at grundvandet står forholdsvis højt i dele af området, ligesom en stor del af de øvre jordlag består af moræner. MODFLOW-LID vil blive søgt afprøvet i projektet med henblik på at belyse effekten af forskellige kombinationer af LAR tiltag på grundvandsstanden og på afledningen i kloaksystemet. Herved kan der skabes et godt grundlag for at vurdere mulighederne for at løse områdets problemer ved hjælp af LAR-løsninger.

JAN JEPPSEN er ph.d. hydrolog og ansat som marked- og udviklingschef i ALECTIA, jaje@alectia.com

CHRISTIAN AMMITSØE er projektchef i VandCenter Syd, cha@vandcenter.dk

Filterjord – et spadestik dybere

Visionen om at skabe mere grønne byer i Danmark kan få et skub fremad via lokal håndtering af regnvand, såkaldt LAR. Her kommer filterjord ind som et svar på bekymringen for grundvandsforurening. En filterjord skal have den optimale balance mellem nedsivningshastighed og rensning samtidig med at jorden understøtter plantevækst.

SIMON TOFT INGVERTSEN, KARIN
CEDERKVIST & MARINA BERGEN JENSEN

Filterjord i klimatilpasningen

I de senere år er der kommet stadig større fokus på at håndtere byens regnafstrømning lokalt i byens landskab i stedet for at lede det i kloakken. Hovedårsagen til dette paradigmeskifte for regnvandshåndteringen er klimaforandringerne, som forårsager flere højintense regnskyl. Ved at håndtere regnvandet på overfladen undgås dyre og generende udvidelser af de underjordiske kloakker, og i stedet skabes der et mere fleksibelt regnvandssystem med større potentiale for at bringe merværdi, f.eks. i form af grønnere byrum.

Et væsentligt element i den lokale håndtering af regnvand er nedsivning. I de områder hvor omstændighederne tillader det, er det efterhånden blevet generel praksis at benytte faskiner, regnbæde o.l. til at nedsive regnvandet fra tagflader, indkørsler og mindre parkeringspladser. Der er også et udbredt ønske om at kunne håndtere regnafstrømning fra veje og større parkeringsarealer på denne måde. Idet vejvand kan indeholde alt fra metaller til olie, PAH'er, pesticider, vejsalt, mm. vil miljømyndighederne dog ofte være tilbageholdende med at udstede nedsivnings- eller udledningstilladelser, medmindre vandet underkastes en forudgående rensning /1/. Filterjord er p.t. det bedste svar vi har, når det gælder rensning før nedsivning.

Historien om filterjord

Når regnafstrømning nedsives, er der altid indbygget en vis rensning af vandet ved kontakten med jorden. I praksis er det dog meget usikkert, hvor sikker denne rensning egentlig er. Derfor begyndte Det Biovidenskabelige Fakultet ved Københavns Universitet (KU) i 2008 at interessere sig for jorden som en selvstændig og dokumenterbar renseløsning til vejvand. Dermed blev grundlaget lagt for det vi i daglig tale kalder filterjord. Formålet var at udvikle en jord med den optimale balance mellem nedsivningshastighed og rensning, der samtidig understøtter plantevækst. Plantevækst er vigtig dels ud fra ønsket om begrønning af byen og dels for at opnå rensfunktion.

Den oprindelige ide til filterjord stammer fra Hannover Tekniske Universitet, der har udviklet de såkaldte Mulden-Rigolen Systemer, hvortil også hører en national standard for anlæg /2/. I Tyskland benyttes disse systemer, i vid udstrækning til nedsivning af vejvand. Efter en faglig evaluering blev de tyske retningslinjer bearbejdet til en dansk anbefaling /3/. Helt overordnet er filterjord en jordblanding, der opfylder nogen basale krav til pH, dybde og vandgennemtrængelighed, samt tekstur, dvs. fordeling mellem ler, silt, sand og organisk stof. Fremfor alt er der krav om, at jorden skal være vegetationsdækket, hvilket vil sige at den skal placeres ved terræn. Det skyldes dels at den største del af rensningen i form af filtrering, binding og nedbrydning af forurening foregår i planternes rodzone, dels at plantevæksten modvirker tilslemning af

overfladen med sediment. Det skal dog også understreges at filterjord udgør et hårdt miljø for de fleste planter, idet indholdet af ler og organisk materiale er relativt lavt, og jorden derfor hurtigt tørrer ud.

De første undersøgelser

På trods af mange års erfaring i vores nabolande er den til stadighed store mangelvare og begrænsning for udbredelsen af løsningen herhjemme, at der ikke er ordentlig dokumentation for, hvor godt den anbefalede jordblanding rens regnafstrømningen. Derfor satte KU gang i en undersøgelse af en række eksisterende tyske anlæg, som havde fungeret i felten i 5 – 15 år /4, 5/.

Undersøgelserne viste at jordene, med få undtagelser, ikke var forurenet med tungmetaller i en grad, der oversteg den danske forureningsklasse 2 /6/. Fremskrivning af belastning indikerede at dette heller ikke ville blive et problem de efterfølgende 10 – 20 år. Forsøg med intakte filterjordskolonner viste at de tyske filterjorde stadig var rimeligt effektive i forhold til at binde opløste tungmetaller og endog meget effektive i forhold til at frafiltrere selv meget små partikler (5 µm i diameter).

Den paradoksale vegetation

Kolonneforsøgene viste også at der kontinuerligt udvaskes organisk stof fra jorden. Processen er et naturligt og uundgåeligt fænomen i vegetationsdækkede systemer, og skyldes nedbrydning af organisk materiale i rodzonen. Dette er ikke i sig selv et miljøproblem, men det udvaskede organiske stof forårsagede



Figur 1: Billeder af typiske nedsivningsløsninger med filterjord. Øverst: Lindevang (Brøndby) og Syddansk Universitet (Odense). Nederst: Lørenskogvej (Rødovre) og jordprofil (Tyskland).

øget udvaskning af mere kritiske stoffer som fosfor og tungmetaller, navnlig kobber, bly og zink. Der er med andre ord tale om et paradoks, hvor vegetationen på den ene side er vigtig for rensningen, men samtidig er den komponent, der på lidt længere sigt kan ende med at transportere noget af forureningen ud af jorden igen. Derfor bør det undersøges hvordan jordens organiske stof bedre kan tilbageholdes og stabiliseres i fremtiden.

Filterjord i andre lande

Nedsivningsløsninger til håndtering af regnvand har været kendt og anvendt i mange andre lande, herunder Tyskland, Holland, Storbritannien, USA, Australien m.fl. Hvad angår selve filterjorden eksisterer der forskellige retningslinjer, der typisk afspejler de parametre, der har drevet processen for den lokale håndtering af regnvand i området. I dansk praksis er det i første omgang rensningen af regnvandet, der afspejles, mens det i Tyskland i lige så høj grad har været den hydrauliske effektivitet. I USA og Australien har vandkvaliteten ligeledes været den primære faktor, men her har også plantevæksten været tilgodeset, bl.a. i form af høje mængder organisk materiale. Dette har dog ofte resulteret i, at høje koncentrationer af organisk materiale, næringsstoffer og sandsynligvis også tungmetaller er blevet udvasket ^{/7/}. Der findes desuden eksempler på retningslinjer for jordens renseevne udtrykt i form af kation-ionbytningskapacitet, fosformætningsgrad eller indhold af jern- og aluminiumoxider ^{/8/}. Fordelene ved denne tilgang er klare set fra myndighedens side, men stiller samtidig høje krav til bygherren eller leverandøren af filterjorden.

Eksempler på filterjordsanlæg i Danmark

I tabel 1 er samlet en række oplysninger om syv kendte danske filterjordsanlæg. Derudover er der adskillige andre i projekterings- og anlægsfasen rundt omkring i landet, heriblandt i Gladsaxe, Odense og Tårnby.

Monitering af fuldskalaanlæg

Nedsivningsløsninger og filterjord er stadig nyt i Danmark, og de fleste anlæg er delvist etableret for at høste erfaringer. Dels i forhold



Tabel 1: Eksisterende danske anlæg med filterjord

Sted	Etablerringsår	Udformning	Dybde filterjord	Oplandsareal: Infiltrationsareal	Oplandstype	Sammensætning filterjord	Vegetation
Syddansk Universitet Odense	2011	To grøfter langs P-plads	30 cm	5 : 1	P-plads 200 biler	Original jord iblandet importeret sand.* Én grøft tilsat kalk.	Græsdække
Strandvejen, Bredballe	Maj 2012	Kantstensbed langs vej	50 cm	28 : 1	Gennemgående vej 2000 køretøjer pr døgn	2% kompost 15% kalk	Ikke oplyst
Møllebakken, Brønshøj	Efterår 2012	4 vejbede langs kantsten på vej	40 cm	23 : 1	Villavej	RGS90 Vækst-Muld (blanding 4)*	Forskellige hårdføre planter
Lindevang, Brøndby	Efterår 2012	7 vejbede langs kantsten på vej	40 cm	25 : 1	Villavej	RGS90 Vækst-Muld (blanding 4) *	Forskellige hårdføre planter
Dahlsvej, Odense	2011	Vejbede Infiltrationsbassiner	70 cm	Ikke oplyst	Nyt boligområde	50% jord fra udgravning 50% sand/grus	Ikke oplyst
Langelinje, Odense	2014 – 2015	Vejbede	30 cm	Variabelt, men gennemsnitligt 17 : 1	Gennemgående villavej	<10% ler+silt 1-3% organisk stof *	Enkeltstående græsser, bunddækkende og høje stauder.
Lørenskogvej, Rødovre	Forår 2014	Sammenhængende grøft/regnbed i den ene side af vejen	40 cm	8 : 1	Villavej, ca. 700 køretøjer pr døgn	RGS90 Vækstmuld (blanding 4) *	Diverse præfabrikerede "plantemåtter"

* Overholder anbefalingerne som nævnt i /11/.

til rensning og hydraulik, dels i forhold til økonomi, drift og vedligehold. Ud fra tabellen ses det, at der er store forskelle på de enkelte anlæg i form af dybden af jordlaget, forholdet mellem infiltrationsareal og opland, oplandstype samt i sammensætningen af filterjorden.

Gennem partnerskabet "Vand i Byer" og innovationskonsortiet "Byer i Vandbalance" er grøfterne ved Syddansk Universitet i Odense samt vejbedene i Brønshøj og Brøndby monitoreret med henblik på dokumentation af bl.a. renseseffekt. Fra disse anlæg er der således gennem de sidste par år opsamlet en række vandprøver fra ind- og udløb i forbindelse med regn.

Måleparametrene for de enkelte projekter er valgt ud fra litteraturoplysninger om vejvands forureningsprofil samt budgetvilkår. Der er i alle tilfælde analyseret for en række basisparametre, herunder pH, elektrisk ledningsevne, suspenderede stoffer, næringsstoffer (fosfor og kvælstof) og opløst organisk stof (DOC), samt i større eller mindre grad for tungmetaller, PAH'er, pesticider og andre organiske mikroforureninger.

I tabel 2 er resultaterne for udvalgte parametre sammenstillet. Helt generelt for alle tre lokaliteter kan det konstateres, at indløbskon-

centrationerne af samtlige tungmetaller er så lave, at det ikke er statistisk muligt at demonstrere en egentlig renseseffekt. Det samme gør sig gældende for de få målinger af organiske mikroforureninger, der er foretaget. Dvs. at de målte udløbskoncentrationer stort set ligger i samme lave størrelsesorden som indløbskoncentrationerne. Det er naturligvis positivt, at der tilsyneladende ikke afvaskes problematisk forurening fra disse lavt trafikerede villaveje og P-arealer, men set ud fra det store behov for dokumentation af renseløsningen er det ærgerligt.

Der findes ingen specifikke krav til regnvand, der skal nedsives, men grundvandskvalitetskriteriet og drikkevandskriteriet kan ses som retningsgivende. Af tabel 2 ses, at bly og fosfor overskrider kriterierne, og at spredningen på data i flere tilfælde bliver større efter passage af filterjord.

Målingerne har desuden bekræftet at jorden beriger vandet med opløst organisk stof (DOC), og dermed også fosfor, på dets vej gennem jorden (se Tabel 2). Ved at sammenligne variationen på de lave tungmetalkoncentrationer i udløbet med variationen i DOC ses også en tydelig sammenhæng, hvilket igen understreger vigtigheden af at kontrollere

lækage af organisk stof.

Tilsætning af egen vejvandsscocktail

For at imødegå problematikken med de lave indløbskoncentrationer er der på et enkelt vejbed på Møllebakken udført en test med tilsætning af en "hjemmelavet" vejvandslignende opløsning til indløbet og prøvetagning af gennemdrypsvandet. Opløsningen indeholdt udvalgte metaller, detergenter, pesticider og PAH'er i høje, men, ifølge den internationale litteratur, stadig realistiske koncentrationer.

Resultaterne viser at filterjorden rens vandet effektivt og udløbskoncentrationerne ligger for de fleste stoffers vedkommende i samme interval som udløbskoncentrationerne vist i tabel 2. Det skal nævnes at tilsat kromat (CrO_4^{2-}) og to af de tilsatte pesticider (methylchlorprop og MCPA) slap igennem i fortsat høje koncentrationer. Krom optræder sandsynligvis kun i begrænset form som kromat i vejvand, og for de to pesticider fandt der en betydelig reduktion sted, hvorfor dette resultat ikke rækker ved det overordnede billede. Det kan være relevant i fremtiden at gentage dette forsøg på det samme vejbed samt at udføre tilsvarende på andre filterjordsfaciliteter

Tabel 2. Målinger af vejvand fra Krogebjerg, gennemdrypsvand (perkolat) fra vejbede i Møllebakken og Lindevang (vist samlet) samt af indløbsvand og perkolat fra nedslivningsgrøfter ved Syddansk Universitet. Koncentrationer er angivet både som gennemsnit og 90% fraktilen af datasættet (dvs. 90% af prøverne er under den anførte værdi).

	Krogebjerg* vejvand (n = 10)		Møllebakken og Lindevang (n=19)		Syddansk Universitet				Grænseværdier*
					Indløb (n=12)		Udløb (n=24)		
Kemisk parameter	Gn.snit	90% frak.	Gn.snit	90% frak.	Gn.snit	90% frak.	Gn.snit	90% frak.	
Pb [µg/L] Tot Opløst	2,43 0,05	3,20 0,05	0,83 0,51	1,22 0,50	1,8 0,6	2,4 0,5	1,8 0,6	3,8 0,7	1
Cu [µg/L] Tot Opløst	12 6,2	17 8,9	7,75 5,55	9,48 8,02	7,2 5,1	8,2 6,4	6,8 5,5	11 9,5	100
Zn [µg/L] Total Opløst	28 12	44 23	6,76 5,32	9,12 5,0	26 18	42 22	12 6,0	25 10	100
Sum 10 PAH'er [µg/L]	0,2	0,5	0,04	0,11	-	-	-	-	0,1
Organisk materiale (DOC) [mg/L]	12	25	5,9	7,6	4,3	8	8,2	13	-
P [mg/L] Total Opløst	0,12 0,03	0,17 0,05	0,21 0,18	0,29 0,29	0,07 0,03	0,10 0,05	0,23 0,14	0,41 0,28	0,15

* Værdierne for Indløb til Møllebakken og Lindevang stammer fra vejvand fra vejen Krogebjerg i Brønshøj, udtaget i samme periode.

**Disse er vejledende, da der ikke findes specifikke krav til kvalitet af regnafstrømning, der ønskes nedslivet. For metaller og PAH'er er anført grundvandskvalitetskriteriet /9/ og for P drikkevandskvalitetskrav /10/.

for at dokumentere renseevnen.

Fremtid og forbedringspotentialer

Filterjord anvendt i regnbede, vejbede og grøfter er et godt skridt i retning af beskyttelse af grundvandet ved lokal håndtering af regnafstrømning. Selvom vi ikke er helt i mål med dokumentationen, og der stadig er behov for bedre kontrol af lækagen af organisk stof, er der på baggrund af de tyske retningslinjer og de hidtidige nationale erfaringer beskrevet i denne artikel nedfældet en række anbefalinger til sammensætning og anvendelse af filterjord i Danmark /11/.

Den observerede dobbeltsidede effekt af jordens organiske materiale er ny viden i denne sammenhæng, som ikke har været i fokus i vore nabolande. Vi må derfor se på mulighederne for at forbedre filterjordens sammensætning så udvaskning af organiske stof kan kontrolleres. Der findes heldigvis flere håndtag at skruer på. I første omgang er der under Miljøministeriets Program for Grøn Teknologi igangsat et projekt (2014-2015) om udvikling af et sandprodukt, ALCOsand, der via en coating med aluminiumoxider forventes at binde og stabilisere organisk stof, fosfor og tungmetaller.

Fremover bør der desuden skeles mere til

filterjordens egenskaber som vækstmedium, både i forhold til æstetik og drift af planter.

Referencer:

- /1/ Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B. and Magid, J. 2011: A minimum data set of water quality parameters to assess and compare treatment efficiency of storm-water facilities. *Journal of Environmental Quality*, 40(5):1488-502
- /2/ Standard DWA-A 138E. 2005: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, und Abfall, German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef, Germany.
- /3/ Cederkvist, K. og Ingvertsen, S.T. 2015: Filterjord – en metode til håndtering af vejvand. Videnblad Skov og Landskab, Park og Landskab, Blad nr. 07.03-03, 27. maj 2015.
- /4/ Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Jensen, M.B. and Magid, J. (2012): Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil. Part II. Treatment efficiency and in-situ mobilisation in soil columns. *Journal of Environmental Quality*.
- /5/ Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Régent, Y., Sommer, H., Magid, J. and Jensen, M.B. (2012): Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil. Part I. Characterisation and lifetime expectancy. *Journal of Environmental Quality*.
- /6/ Miljøministeriet (2010): Genanvendelsesbekendtgørelsen. BEK nr 1662 af 21/12/2010.

/7/ Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H. and Minami, C. (2006): Water Quality Improvement through Bioretention Media: Nitrogen and Phosphorus Removal. *Water Environmental Research* 78 (3): 284-293.

/8/ Hinman, C. (2012). Low impact development technical guidance manual for Puget Sound. Washington State University Pierce County Extension and Puget Sound Partnership, Puyallup, WA, USA

/9/ Miljøstyrelsen (2014): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand

/10/ Miljøministeriet (2014): Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr 292 26/03/2014

/11/ Ingvertsen, S., Cederkvist, K. og Jensen, M.B. 2015: Sammensætning og anvendelse af filterjord. Videnblad Skov og Landskab, Park og Landskab, Blad nr. 07.03-06, 27. maj 2015.

SIMON TOFT INGVERTSEN. EnviDan A/S. sti@envidan.dk

KARIN CEDERKVIST. Institut for Plante- og Miljøvidenskab Københavns Universitet. karince@plen.ku.dk

MARINA BERGEN JENSEN. Københavns Universitet. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning. mbj@ign.ku.dk

Værktøj til vurdering af LAR-potentiale

”LAR-potentiale” er et nyt værktøj, der kan bruges til at vurdere hydrologiske effekter af mulige LAR-løsninger, især i eksisterende byområder. Værktøjet er designet til at understøtte beslutninger i den indledende fase af LAR projekter, hvor der er mange faggrupper, organisationer og borgere involveret. Derfor er værktøjet enkelt og hurtigt at bruge, og resultaterne er nemme at kommunikere.

SARA MARIA LERER, MARTIN
ABRAHAMSEN VESTER, HJALTE JOMO
DANIELSEN SØRUP, KARSTEN ARNBJERG-
NIELSEN & PETER STEEN MIKKELSEN

Hvad vil vi med LAR?

LAR er på alles læber og nævnes ofte i forbindelse med klimatilpasning. Nogle mener at faskiner og grønne tage er løsningen på fremtidens skybrud, andre er mere skeptiske. Begrebet LAR dækker over mange forskellige teknologier, og terminologien på området kan være forvirrende (Boks 1 og /1/). Når kommuner og arkitekter interesserer sig for LAR, har de ofte øje for de rekreative værdier LAR kan tilføje til byrummet, såvel som deres evne til at øge biodiversitet, æstetik mm. Når forsyningsselskaber interesserer sig for LAR skal de derimod fokusere på de servicemål og miljøbeskyttelsesmål, som de er forpligtet til. I forbindelse med skybrudsplanlægning er der mest fokus på at skabe plads til at vandet kan løbe eller magasineres på overfladerne uden at gøre skade. Det fascinerende ved LAR er at det har potentiale for at levere mange værdier på én gang, men for at udnytte det potentiale er det vigtigt at de forskellige aktører taler sammen.

Behovet for et nyt værktøj

LAR-projekter udføres ofte i forskellige faser, se (Boks 2 og /2/). Danmark har en stærk tradition for at benytte detaljerede hydrauliske

og hydrologiske modeller i vandplanlægningen. Disse er dog for komplicerede at bruge i opstarten af LAR projekter, hvor der er brug for at kunne arbejde hurtigt og skitse-mæssigt, og hvor samarbejde og kommunikation er i højsædet snarere end beregningernes nøjagtighed.

Vi har gennemgået den internationale litteratur og fundet, at de fleste LAR-modeller og beslutningsværktøjer er ofte tilpasset den lokale kontekst så snævert, at de er vanskelige at anvende i en dansk sammenhæng /3/. I Danmark er der udviklet et regneark, der kan bruges til dimensionering af nedsivningselementer /4/. Men der er også brug for et nyt værktøj, som kan understøtte overordnede beslutninger om mål og midler i den indledende fase af LAR projekter, før den nøjagtige dimensionering er relevant. Værktøjet skal kunne kvantificere potentialerne ved LAR i forhold til indikatorer der er anerkendte i

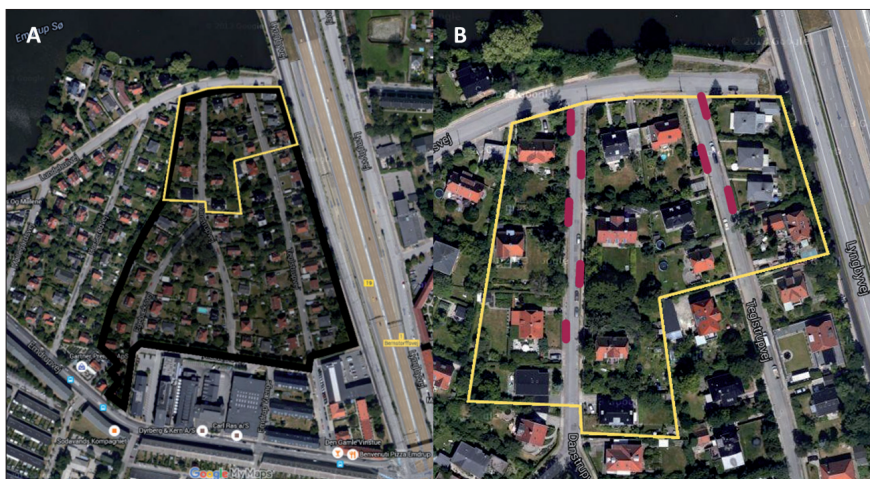
Danmark. Samtidig skal værktøjet være enkelt at forstå samt nemt at bruge, og det skal kommunikere i et sprog som kan forstås på tværs af faggrænser.

Trepunktsmetoden

Vi har ladet os inspirere af ”Trepunktmotoden”, som er forklaret i Boks 3. I nærværende fortolkning går den ud på at skabe forbindelse mellem afløbsingeniørernes måde at tænke på, og de mange andre fagdiscipliner og organisationer, som påvirker beslutninger om regnvandshåndtering. Udgangspunktet er, at beslutninger om regnvandshåndtering tages i tre overordnede men traditionelt adskilte domæner, hhv. hverdagsdomænet, designdomænet og ekstremdomænet. Det har vist sig, at aktører med forskellige udgangspunkter genkender disse tre domæner fra virkeligheden, og at når man organiserer en proces med dette for øje, så kommer snakken derfor hele

Boks 1: Hvad er LAR?

LAR stod oprindeligt for Lokal Afledning af Regnvand, men er i senere år også blevet defineret som Lokal Anvendelse af Regnvand og Landskabsbaseret Regnvandshåndtering. Udviklingen af begrebet går i retning af en tilgang, der prøver at flytte fokus over på regnvandet som en ressource der kan udnyttes lokalt frem for kun at se regnvandet som en gene, der skal føres bort så hurtigt som muligt. Begrebet bruges som paraply over en lang række forskelligartede teknologier, fra de helt små, som f.eks. regnbæde i haven, til de lidt større, som f.eks. en skaterpark der lejlighedsvis anvendes som forsinkelsesbassin. På engelsk findes lignende begreber i forskellige lande: i Storbritannien hedder det SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems), i USA refereres det bl.a. som LID (Low Impact Development) og i Australien taler man om WSUD (Water Sensitive Urban Design) /1/.



Figur 1: Ny Ryvang Villakvarterets Vejlaug: I A markerer den sorte polygon grundejerforeningens samlede areal; i B fokuseres på den nordlige del af området, markeret med gul polygon markerer et sammenhængende vandopland, pink pletter viser mulige placeringer af regnbæde. Genereret i Google Maps.

vejen rundt om de fleste ting der betyder noget på tværs af faggrupper/5/. I nærværende projekt har vi udviklet videre på metoden ved at kvantificere domænerne karakteristiske hyppigheder og regndybder i en dansk sammenhæng, samt deres betydning for vandbalancen på årsbasis /6/.

Valg af indikatorer

Vi har udvalgt to nøgleffekter til at formidle et LAR-anlægs evne til at håndtere regnvand:

1. Hvor meget vand kan anlægget håndtere på hændelsesniveau og hvilken gentagelsesperiode svarer det til?

2. Hvordan påvirker anlægget områdets årlige vandbalance?

Den første og mest direkte effekt er relateret til funktionskrav og servicemål. Ved at beregne hvor ofte et LAR-system løber over, kan vi direkte sammenligne med figuren fra trepunktmetoden (Boks 3) og afgøre om systemet kan klare hhv. en hverdagsregn, en designregn eller en ekstremregn.

Vandbalancen kan bruges som en indikator for hvor miljøvenligt anlægget er. Hvis den viser at der opnås en høj grad af nedsivning og fordampning, vil anlægget bidrage til at

genskabe en mere naturlig vandbalance. Hvis anlægget skal implementeres i et område med fælleskloak kan der også forventes miljømæssige gevinster ift. nedsat brug af energi i spildevandssystemet, og muligvis mindre overløb fra systemet.

LAR-elementer

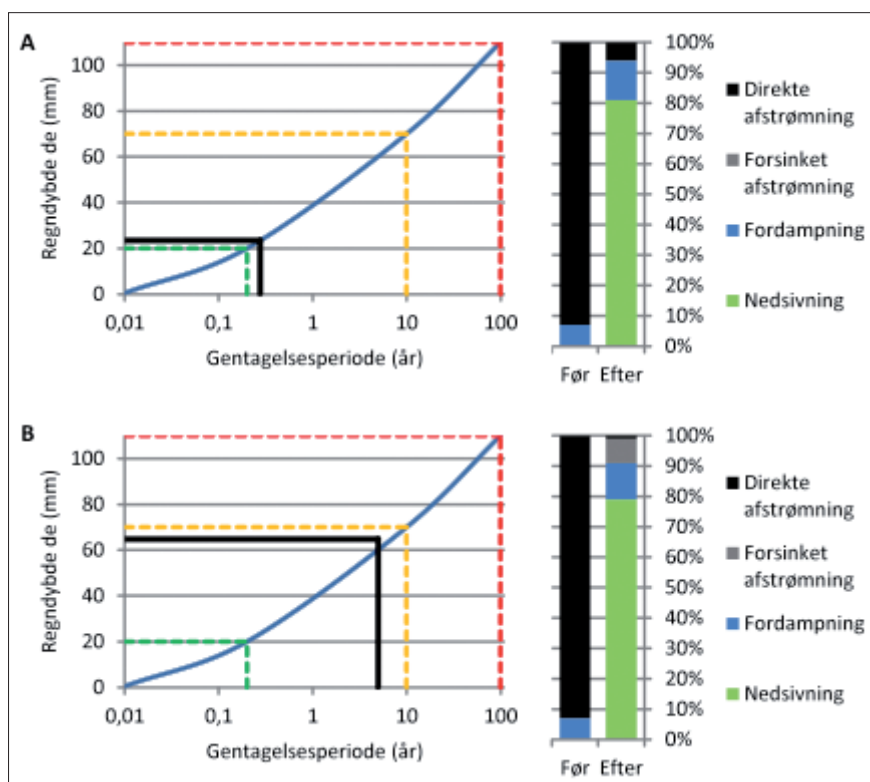
Nuværende version af værktøjet tillader brugeren at undersøge effekten af de tre følgende typer LAR-elementer, som kan kombineres i en kæde:

1. Omlægning af tætte overflader til permeable arealer vha. permeable belægninger, græsrbatter og lign.
2. Regnbæde, dvs. beplantede fordybninger der samler vand fra oplandet og lader det nedsive. Der kan vælges mellem to typer:
 - a. Et simpelt regnbæde hvor nedsivning sker direkte til den oprindelige jord. Her er den direkte effekt i høj grad afhængig af stedets jordtype.
 - b. Et regnbæde suppleret med faskine og dræn, hvor vandet i den beplantede fordybning først siver gennem en speciel filtermuld til en faskine, og derfra enten siver videre ned til den oprindelige jord, eller bliver drænet væk hvis det overstiger en vis vandhøjde i faskinen. Her er bedets effekt mindre afhængig af jordens hydrauliske nedsivningsevne, da faskinen og drænledningen tilføjer en forsinkelsesfunktion.
3. Forsinkelselementer, udformet som befæstede eller græsbelagte fordybninger i terrænet, der kan magasinere vand og lede det videre med forsinkelse.

Beregningsmetoder

Beregning af effekterne af de forskellige LAR-elementer er udført så simpelt som muligt for at værktøjet kan blive enkelt og hurtigt at anvende. Det kræver nogle grove antagelser og giver nogle grove estimater. Vi mener dog, at den usikkerhed der introduceres grundet de forsimplede beregningsmetoder, ikke er større end den usikkerhed, der stammer fra de begrænsede oplysninger om områdets fysik, som kan forventes i den tidlige projektfase (f.eks. omkring terrænets præcise hældning og jordens nedsivningsevne).

Den direkte effekt af permeable arealer er fastlagt til at kunne klare al den regn, der falder direkte på arealet. På denne måde får de permeable arealer hovedsagligt en indirekte effekt via de andre LAR-elementer, idet de reducerer det bidragende oplandsareal til disse.



Figur 2: Illustration af de estimerede kerneeffekter ved to forskellige scenarier. A viser resultater for scenarie 1 (simple regnbæde), og B viser resultater for scenarie 2 (opgraderede regnbæde).

Effekten på vandbalancen er fastlagt ud fra værdier fra den videnskabelige litteratur.

Effekterne af regnbede findes via opslag i database med modelsimuleringer af enkeltstående regnbede (udført vha. EPA SWMM LID). I simuleringerne blev to inputparametre varieret: jordens hydrauliske ledningsevne og forholdet mellem oplandets reducerede areal og regnbedets areal.

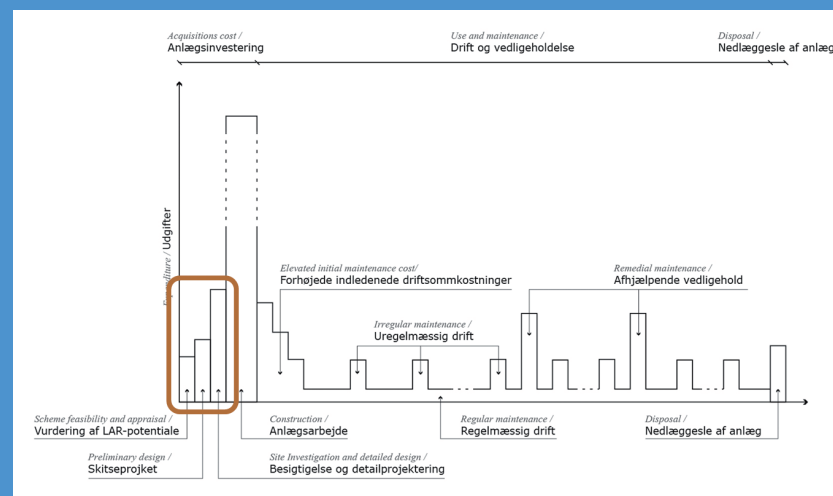
Den direkte effekt af et forsinkelseselement udregnes ved at dividere elementets volumen med dets oplandsareal. Vandbalancepåvirkningen findes via opslag i tabel over den korresponderende regndybdes andel af årsnedbøren.

Eksempel på anvendelse

Ny Ryvang Villakvarter ligger i det nordlige København (se figur 1A). Villakvarterets vejlaug har sparet sammen til en omfattende renovering af vejene og ønsker at udnytte lejligheden til at give kvarteret et løft hvad

Boks 2: Procesmodel for LAR-projekter

Figuren kommer fra Vand i Byer innovationsprojekt IP14: "Økonomi i LAR – anlæg og drift" /2/ og illustrerer udgiftsprofilen over hele levetiden af et LAR-anlæg. Den orange firkant fremhæver planlægningsdelen, som er inddelt i tre faser, hvoraf LAR-Potentiale værktøjet kan støtte de første to faser.



Boks 3: Trepunktsmetoden

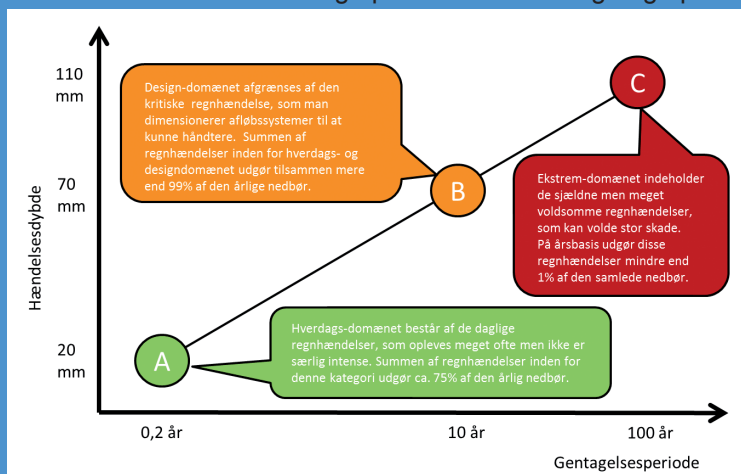
Trepunktsmetoden er en måde at strukturere kommunikation om håndtering regnvand. Regnvand er et interesseområde, som ofte går på tværs af veletablerede regler, fagdiscipliner og ansvarsområder. Tankesættet bag metoden går på at anerkende både den funktionelle og relationelle kompleksitet ved at definere tre overordnede, traditionelt adskilte, domæner hvor beslutninger om regnvandshåndtering tages /5/:

A. Hverdagsdomænet dækker over de hyppige og relativt små regnhændelser som karakteriserer hverdagen i Danmark – de er lidt irriterende hvis man bliver våd på vej hjem på cykel, men de giver ikke anledning til reelle problemer. Det er denne type hændelser der let kan håndteres lokalt, og som er en vigtig ressource for planteliv og dyreliv. Folk der arbejder med denne type regn er ofte arkitekter og lægmænd.

B. Designdomænet begrænses opad af en meget velstuderet regnhændelse – den der forventes at gentage sig hvert 5. eller 10. år. Dette skyldes at disse gentagelsesperioder er defineret som funktionskrav i Danmark for henholdsvis separate og fælles kloaksystemer /7/. Sådant en regnhændelse kaldes også en dimensionsgivende regn, og har i mange år været altdybende for ingeniører og sagsbehandlere der designer og vurderer afløbssystemer.

C. Ekstremdomænet indeholder alle de regnhændelser der er større end den dimensionsgivende regn, og som dermed normalt ikke kan rummes i et afløbssystem. Det er for dyrt at designe afløbssystemer til at håndtere så store regn. Til gengæld er det en god idé at forme landskabet sådan, at vandet under skybrud strømmer på en måde, så det gør mindst mulig skade. Ansvar for håndtering af denne type regn ligger hos byplanlæggere.

Regnhændelser af meget forskellig størrelse og hyppighed karakteriserer disse tre domæner, hvilket er illustreret ved punkt A, B og C i figuren nedenfor /6/. I en dansk sammenhæng optræder en hverdagsregn på 20 mm 5 gange om året, mens en designregn på 70 mm optræder hvert tiende år, og en ekstremregn på 110 mm optræder én gang hvert 100 år. Samtidig er det vigtigt at understrege, at de små hændelser faktisk udgør den største del af årsnedbøren. Et LAR-element designet for hverdagsregn (punkt A) håndterer 75 % af årsnedbøren; et traditionelt afløbssystem dimensioneret for en designregn (punkt B) håndterer 99 % af årsnedbøren; og en skybrudsvej, der kun træder i kraft under ekstremregn (punkt C), håndterer i det lange løb kun 1 % af årsnedbøren.



angår æstetik, mødesteder og klimatilpasning. Bestyrelsen har henvendt sig til HOFOR (Hovedstadens Forsyningsselskab) for at drøfte muligheder for medfinansiering af udgifterne til klimatilpasning af afløbssystemet.

HOFOR valgte at bruge LAR-potentiale værktøjet til at få et overblik over de effekter, der kan forventes ved de forskellige scenarier som beboerne ser for sig. Resultaterne bruges til at drøfte fordele og ulemper ved forskellige løsningsmuligheder sammen med beboerne, og til at håndtere den interessekonflikt der opstår mellem borgernes ønsker om vejareal, p-pladser og fortov og forsyningens ønske om at håndtere så meget vand som muligt med LAR.

Vi vil her fremhæve resultaterne for to scenarier, der begge inddrager samme mængde vejareal til implementering af regnbede, hhv. simple regnbede (scenarie 1) og opgraderede regnbede med faskine (scenarie 2). En realistisk fordeling af regnbede i oplandet, som danner grundlag for input til værktøjet, ses i Figur 1B. I begge scenarier antages at jordens nedsivningsevne i området er ca. 10^{-6} m/s.

Den forventede effekt af simple regnbede ses i den øverste del af Figur 2. Til venstre ses at regnbedene vil løbe over ca. 3 gange om året, og der kan forventes et tilgængeligt volumen i regnbedene svarende til ca. 23 mm regn. Til højre ses, at på årsbasis vil lidt over 80 % af regnvandet nedsive lokalt, ca. 13 % vil fordampe og ca. 6 % vil løbe i kloakken. Da regnbedene stadig vil løbe over oftere end hver 10. år, vil området forsat bidrage til den kritiske spidsbelastning af kloakledningerne. Ud fra et bæredygtighedsperspektiv er der dog væsentlige fordele ved at så lille en andel af årsnedbøren ender i kloakken, både ved det nuværende fællessystem og ved en fremtidig implementering af skybrudsplanen for dette område.

Den forventede effekt af regnbede med faskiner er noget større end for de simple regnbede, som det ses af den nederste del af Figur 2: gentagelsesperioden for overløb er oppe på 5 år, svarende til at der med stor sandsynlighed altid er plads til mindst 65 mm regn i LAR-anlæggene. På årsbasis er effekterne overvejende uændrede, men de ca. 6 % der før løb direkte i kloakken vil nu løbe til kloak med forsinkelse. Det betyder at regnbdene nu også aflaster det eksisterende kloaksystem under spidsbelastning.

Ved lavere nedsivningsevne i jorden vil de opgraderede regnbede generelt have en bedre direkte effekt end de simple regnbede, hvilket peger på at de udgør en mere robust løsning.

Videre arbejde

LAR-Potentiale værktøjet er i sin nuværende udformning et simpelt Excel-ark, hvor brugeren indtaster data estimeret fra et eksternt kortgrundlag. Planen er at udvikle et interface, der tillader brugeren at tegne sine løsninger direkte i et interaktivt kort og få resultaterne præsenteret i samme vindue. Næste version af værktøjet vil også gøre det muligt at regne på flere typer LAR-elementer. Vi overvejer også at tilføje yderligere effekter, som f.eks. økonomi ved de forskellige løsninger. Vi vil desuden underkaste værktøjet en grundig usikkerhedsanalyse, så det bliver klart hvor meget usikkerhed der stammer fra værktøjets simplificeringer, hvor meget der stammer fra ukendte variable (såsom jordens nedsivningsevne), og hvordan disse usikkerheder bedst håndteres i designprocessen.

Referencer:

- /1/ Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M. 2015. "SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage". *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>.
- /2/ Andersen, Jonas Smit. 2014. Notat om udviklingen af LARøkonomi – En Excel-platform til registrering af anlægs- og driftsudgifter i LAR-projekter. Vand i Byer innovationsprojekt IP14: "Økonomi i LAR – anlæg og drift". Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet samt Rørcentret, Teknologisk Institut.
- /3/ Lerer, S.M., Arnbjerg-Nielsen, K. & Mikkelsen, P.S. (2015): A mapping of tools for informing Water Sensitive Urban Design planning decisions – questions, aspects and context sensitivity. *Water*, 7(3), 993-1012. <http://dx.doi.org/10.3390/w7030993>.
- /4/ Aabling, Thomas, Søren Gabriel, and Karsten Arnbjerg-Nielsen. 2011. "Dimensionering af LAR-Anlæg." IDA Spildevandskomiteen.
- /5/ Fratini, C F, Govert D Geldof, J. Kluck, and Peter Steen Mikkelsen. 2012. "Three Points Approach (3PA) for Urban Flood Risk Management: A Tool

to Support Climate Change Adaptation through Transdisciplinarity and Multifunctionality." *Urban Water Journal* 9 (5): 317–31. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.442>.

- /6/ Sørup, Hjalte Jomo Danielsen, Sara Maria Lerer, Karsten Arnbjerg-Nielsen, Peter Steen Mikkelsen and Martin Rygaard. "Efficiency of Stormwater Control Measures: How the Three Points Approach (3PA) Can Guide the Interpretation of Strategic Management Approaches for Rainwater Harvesting, Stormwater Drainage and Flood Risk Management." Manuscript.
- /7/ Harremoës, Poul, Claus Møller Pedersen, Anne Laustesen, Sonia Sørensen, Bo Laden, Kristian Friis, Helle Katrine Andersen, Jens Jørgen Linde, Peter Steen Mikkelsen, and Carsten Jakobsen. 2005. "Skrift 27 - Funktionspraksis for Afløbssystemer under Regn." IDA Spildevandskomiteen.

SARA MARIA LERER (smrl@env.dtu.dk) er PhD-studerende ved DTU Miljø, med fokus på udvikling af metoder og redskaber til at støtte beslutninger om implementering af LAR. Sara har tidligere arbejdet som planlægger ved HOFOR og som rådgiver og udvikler ved DHI.

MARTIN A. VESTER (mves@hofor.dk) er Planlægger ved HOFOR (Hovedstadsområdets Forsyningsselskab) og arbejder med skybruds- og LAR-løsninger på tværs af kommuner, både på offentlig og privat grund. Martin har særlig fokus på udvikling og implementering af LAR-løsninger.

HJALTE JOMO DANIELSEN SØRUP (hjds@env.dtu.dk) er adjunkt ved DTU miljø og tilknyttet DTU Global Decision Support Initiative med et forskningsfokus på beslutningsstøtte der integrerer risikoanalyse og bæredygtighed.

KARSTEN ARNBJERG-NIELSEN (karn@env.dtu.dk) er professor på DTU Miljø og har som led i arbejdet med risikobaseret dimensionering arbejdet med samspillet mellem LAR elementer og det traditionelle kloaksystem, herunder at udarbejde regneark til dimensionering af LAR-elementer.

PETER STEEN MIKKELSEN er professor ved DTU Miljø og var med til at udarbejde de første dansksprogede vejledninger om LAR i 1990'erne. Peter har de seneste år bl.a. arbejdet med forenklinger, som er nødvendige når tekniske fakta skal kommunikeres på tværs af fagdiscipliner i forbindelse med klimatilpasning.

Projektet er udført i et samarbejde mellem HOFOR, Aarhus Vand og DTU, og blev støttet med en bevilling fra Vandsektorens Teknologiuudviklingsfond (VTUF).

Ressourcen regnvand

Tag hånd om regnvandet, hvor dråberne falder. Det er ægte Lokal Anvendelse af Regnvand (LAR), når det er bedst. Sådan gør mange byer, hvor LAR i årtier har været reglen i stedet for undtagelsen. LAR er meget andet end nedsivning. Fokus på forsinkelse og på at kombinere forskellige typer af anlæg er en vigtig del af planlægning af de mest effektive anlæg til Lokal Anvendelse af Regnvand.

ERLING HOLM

Vand gi'r liv, og byområder får nye kvaliteter

Anvendes regnvand, hvor det falder, er det direkte til gavn for planter og det lokale miljø i øvrigt. Regnvandet har her ikke modtaget forurening ved at strømme over eventuelt beskidte overflader. Regnvandet ledes hurtigst muligt til det enkleste og billigste rensemedie, jorden.

Vand på overfladen og de grønne anlæg, som vandes gratis, giver lokalområder helt nye muligheder for liv og rekreation. For biologisk mangfoldighed, for bedre lokalt klima og for beboeres samvær. Og boliger og arbejdspladser bliver mere attraktive med de nære blå-grønne byrum.

En sådan kommunal strategi er funderet på, at "vi vil fremme et godt og smukt bymiljø, og vi vil samarbejde på tværs i kommunen om dette". Heri indgår at vandplanlægning fra første færd indgår aktivt i kommunens byplanlægning. Regnvandet betragtes som en ressource, som ikke skal skjules, eller gøres til et problem, men anvendes aktivt som en driver for byens kvaliteter.

Strategien får ikke mindst succes gennem kommunikation, involvering og dialog med borgere, hvor der skabes accept og ansvar for regnvandsanlæggene. Dette er oftest afgørende for den måde anlæggene behandles på i det daglige, så driften minimeres. Vigtigt i strategien er endvidere at prøve nyt, og nu og da tage en chance.

I mange eksisterende byområder er strategien ikke et enten-eller. Derimod suppleres



Regnbed ved boligblok

den traditionelle afløbstekniks rør og bassiner. Set i lyset af klimatilpasning kan vandplanlægningen ske ved at byen fx får cykelveje, der kan anvendes som vandveje ved ekstreme nedbør. Adskillelsen af kørende og gående kan ske ved små åbne kanaler. Rørlagte vandløb kan genåbnes og bliver en del af en gang- og cykelvej gennem byen.

Mulighederne er mange, når man virkelig mener det alvorligt med Lokal Anvendelse af Regnvand, blå-grønne bydele og klimatilpasning. Og når der samarbejdes innovativt og alternativt om at få disse vigtige forhold til at spille sammen.

Fra afløbsteknik til nye blå-grønne byrum

Traditionel afløbsteknik giver hurtig bortledning af små og store nedbør / skybrud i lukkede rør, bassiner, tunneller, når der er plads nok.

Ved anvendelse af fx regnbede på steder med lokal oversvømmelse under kraftige nedbør tages trykket af afløbssystemet med forsinkelse og langsom nedsivning i disse regnbede. Fx på veje og parkeringsområder. Mange grå-sortede arealer kan fjernes, når vej- og parkeringsarealer får en sådan ansigtsløftning. Regnbede på veje kan desuden virke som dæmpning af bilers hastighed / øget trafiksikkerhed, og som indsnævring for parkering.



Vejbed

Jo mere regnvand der anvendes lokalt, jo mindre belaster regnvand afløbssystemet. Lokal Anvendelse af Regnvand betyder derfor mindre muligheder for oversvømmelser fra afløbssystemet, mindre mængder spildevand til vandløb og søer samt mindre chancer for overbelastning af renseanlæg.

Håndtering af regnvand (det blå) på overfladen (det grønne) og senere i jorden kaldes ofte blå-grønne anlæg. Regnvandet anvendes her lokalt som en aktiv ressource. I stedet for at blive sendt væk under jorden.

Blå-grønne LAR-anlæg er områder og byrum, som giver værdifulde tilskud til det lokale liv. De udvider et områdes frirum og giver muligheder for udfoldelse og rekreation for børn og voksne. Leg, rekreation og samvær. Såvel ved boliger og erhverv, som i små og store parker. Nærheden til blå-grønne områder er et stort aktiv i forhold til sundhed og gode levevilkår.

Ved klimatilpasning skal der være fokus på at reducere tætte / befæstede arealer. Såvel offentlige som private arealer. Og sikre maksimum af overflader med beplantning, grus etc. som vandet nemt trænger igennem, eller som yder modstand for vandets strømning (forsinker).

Fortættede byområder og tætte, grå-sortede byområder er i direkte strid med det grundlæggende for en klimavenlig og sund by. Det er i sådanne byområder med deres befæstede arealer, der skabes mest forurenede vejvand og de største oversvømmelser (når bortses fra områder, hvor der aldrig skulle være bygget på grund af terrænet mv.).

LAR som Lokal Anvendelse af Regnvand er til for byen og dens beboere. LAR som Lokal

Afledning af Regnvand er teknik.

Investeringer i blå-grønne LAR-anlæg er meget synlige og et stort aktiv i arbejdet med at udvikle mange byområder til rekreative og klimavenlige områder. Det er samtidig ofte muligheden for at få to ting til én pris, se efterfølgende.

Grønne veje ("green streets") er ændring af eksisterende veje / gader med fokus på ikke blot at få flere træer som et grønt element i bybilledet. – Tværtimod er det veje og gader, hvor anvendelsen af regnvand er en meget vigtig del, så belastningen af kloakker, vandløb mv. minimeres. Oversvømmelser undgås ofte, fordi de blå-grønne anlæg "tager toppen af vejvandet".

Nøglen til succes er forsinkelse og nedsivning

Nedsivning foregår, afhængig af jordens beskaffenhed, mere eller mindre hurtig. Selv ved mindre gode nedsivningsforhold er det enkelt og billigt på jordoverfladen at skabe et volumen, der kan rumme meget store nedbør. Herfra kan vandet sive ned i jorden. Specielt i bolig- og erhvervs grønne områder kan der på denne måde skabes mere varierede omgivelser. Denne metode kan også med fordel anvendes i hele bolig- eller erhvervsområder.

På parkeringsarealer kan disse muligheder enkelt kombineres med stenbelægninger, der lader vandet sive ned gennem fuger og/eller gennem selve stenene / asfalt. Under belægningen kan der efter behov indbygges et volumen til forsinkelse. På markedet findes i dag forskellige former for plastkassetter og –"skal-ler", der tillader såvel inspektion som rengøring efter behov. Disse anlæg kan udføres til såvel let som tung trafik.

LAR er meget andet end nedsivning. Fokus på forsinkelse og på at kombinere forskellige typer af anlæg er således en meget vigtig del af planlægning og valg af de mest effektive anlæg til Lokal Anvendelse af Regnvand.

Paletten af mulige anlæg er stor

I det hele taget er paletten af mulige anlæg stor. Der er allerede nævnt regnbødder og græs på et reguleret terræn. Disse anlæg findes i mange varianter, artiklens fotos viser kun nogle få. Det samme gør sig gældende for render og grøfter.

Denne gruppe af anlæg er meget effektive ved selv meget store nedbør, idet anlæggene



Forsinkelse og nedsivning mellem boligblokke



Mange amerikanske kommuners slogan for anvendelse af regnvand

er meget enkle og fleksible.

Andre typer af anlæg: Faskiner, grønne tage, permeable belægninger og forskellige former for opsamling af regnvand til anvendelse har ofte ikke den samme effektivitet ved store nedbør. Dette udelukker på ingen måde at anvende disse anlæg. Sammenbygges fx et grønt tag eller en permeabel belægning med et regnbed, kan der være plads til meget vand og der kan opnås en tilstrækkelig forsinkelse.

Stop water where it drops

Ingen anlæg er for små. Alle anlæg kan bidrage. Både til det smukke og til at håndtere større nedbør.

De små anlæg er gode, regnbede, vejbede, render mv., fordi de netop tager hånd om vandet lige hvor det falder - "Stop water where it drops".

De små anlæg kan yde meget. Kobl dem sammen, fx ved at overskydende vand fra et grønt tag ledes til et regnbed, en græsplæne. Eller flere vejbede efter hinanden, evt. med overløb til et grønt område eller en faskine. "The train" kaldes det i udlandet: Ikke alene kan store nedbør håndteres og anvendes på denne måde, men evt. forureninger i vandet tilbageholdes også gradvis mere og mere i forskellige anlæg. Samlet kan der renses meget, hvor der er behov for dette.

Med Lokal Anvendelse af Regnvand gøres vandets bevægelse langsommere. Vandets vej kan "generes" og forsinkes på mange forskellige måder. Dette er af stor betydning, specielt når vi har de større nedbør.

Ved Lokal Anvendelse af Regnvand anvendes andre materialer end glat beton og asfalt, hvor regnvandet løber hurtigt hen over. I stedet anvendes fx brosten, belægningssten med grus eller græs imellem, og terrænet formes med strøg og hulninger.

Mange grønne tage ikke alene anvender og fordamper ganske mange mm nedbør, de dæmper og forsinker afstrømningen ganske meget.

De fleste små og store blå-grønne områder er mere varierede og spændende end de rent grønne. Ikke alene på grund af vandet, men vegetationen og dyrelivet er mere varieret.

To ting til ens pris

Oftentimes er Lokal Anvendelse af Regnvand mulig-

heden for at få to ting til ens pris:

- Vejbede giver en mere sikker vej med regulering af trafikken.
- Et regnbed giver en mere spændende have (og sikkert flere fugle og dyr). - Regnbede eller en dam i fællesarealer giver med borde, bænke og en grill basis for mere samvær.
- En sænket græsplæne i haven (eller i en park) giver sikkerhed mod oversvømmelser og ødelæggelser.
- Et grønt tag giver smukkere omgivelser, mere fugleliv, isolering og oftest meget mere.
- Anvendelse af regnvand til toiletskyl, bilvask mv. giver de fleste steder en mindre vandregning.
- En vandrende (af de lidt større) giver en næsten gratis cykelsti.
- Og hele områder med Lokal Anvendelse af Regnvand giver nye muligheder for vandring, jogging mv. med gang- og cykelstier.

I det hele taget kendes det fra mange LAR-anlæg, at LAR-anlæg er billigere end traditionel kloakering. Selv når der alene ses på direkte omkostninger. Indregnes fordelene med ekstra frirum mv. stiger værdien endnu mere. Det samme sker for værdien af bygninger.

Det hele startede i Tyskland

Tyskland startede Lokal Anvendelse af Regnvand, og flere amerikanske og australske byer og stater har hentet stor inspiration i Tyskland. Over hele Tyskland, i små og store byer, er der udført utrolig mange LAR-anlæg gennem de sidste 25-30 år. Og der er fortsat stor aktivitet med små og store anlæg, private



Kombineret vandvej ved skybrud og cykelsti



Vejbed ved lokalbane

og offentlige, over alt i Tyskland.

Til gengæld har Australien og USA i høj grad taget førertrøjen som udviklere, og LAR anvendes her i stærkt voksende omfang. Det gælder over hele linien med regnbede hos private, ved veje og på parkeringsarealer, infiltration i mange typer af små og store anlæg, grønne tage, opsamling og anvendelse af regnvand etc. Kommuner, borgere, universi-

teter, rådgivere og entreprenører er helt fremme i skoene med udførelse og udvikling af anlæg.

I USA var det tidligere Portland, der var først. Der skete også en del i Tucson, Seattle og omkring San Francisco. Nu har især Midtvesten og nogle byer på østkysten overtaget førertrøjen.

Fx i byer som St. Paul og Minneapolis med omegnskommuner er der de sidste 10 år udført mange tusinde regnbede for tagvand og vejvand. Ofte i fælles projekter mellem kommuner og private.

Mellem downtown i de to byer er i foråret 2014 indviet en letbane på ca. 20 km, hvor der i vid udstrækning anvendes LAR-løsninger ved omlægninger af afløbssystemet. Eller LID (Low Impact Development), som det hedder over there. - I vid udstrækning præfabrikerede anlæg eller med in-situ støbt beton, således at anlæggene nemt har kunnet indpasses under trange forhold. Fx ved mange stoppesteder undervejs. LAR-anlæggene er en enkel løsning ved krydsninger, hvor den eksisterende afvanding er blevet afskåret.

Langs banen er anlagt et par større infiltrationsbassiner med stenbund udformet som et kunstværk, og med bænke, så der er opstået helt nye lokale byrum. Dette er helt i tråd med, at banen har haft krav om at bidrage til en forbedring af de grønne områder og en

øgning af oplevelser langs banen. Anlæggene er udformet i samarbejde med et par lokale kunstnere.

Ved letbanen, ved indkøbscentre og mange andre projekter indgår træer som en meget aktiv del af LAR-anlæggene. Der er anvendt saltresistente, lokale sorter samt nye plante-metoder der sikrer hurtig afledning og optimal anvendelse af vandet. Ved stoppesteder er der anvendt permeable belægninger. Belægninger er valgt i farver svarende til ældre murstensbygninger i området.

Regnbede anvendes i mange sammenhænge og i mange udformninger. De er meget anvendt på parkeringsarealer, og ved veje, hvor trykket skal tages af afløbssystemet for at undgå oversvømmelser. Ofte er der tale om et kvarterløft med regnbede som blomstrende små haver ved vejryds og langs veje. Andre steder sker der ved samme lejlighed ombygning af gader med cykelstier og små parkanlæg. Også downtown, fx sammen med permeable stenbelægninger.

Kombinationen af forsinkelse og infiltration i regnbede på overfladen og i faskiner af kassetter, perforerede rør og skaller af plast bruges i vid udstrækning. Når der er tale om fornyelse af større områder med henblik på store nedbør, optimeres på denne måde forsinkelse, infiltration og forskønnelse af veje og pladser.

ERLING HOLM er civilingeniør fra 1976 og har siden da arbejdet med afløbsteknik, herunder meget med regnvand. I 1980'erne leder af Teknologisk Instituts Rørcenter og eget firma siden 1996 med arbejder i Danmark og Norge. Email: erling.holm@mail.dk.

Artiklen er baseret på 20 års rejser til byer på fire kontinenter og arbejder med praktisk LAR samt et LAR-fotoarkiv på i dag ca. 40.000 fotos fra hundredvis af små og store anlæg ved private boliger, boligforeninger, erhverv, veje, P-arealer, torve etc. Se herom på www.erlingholm.com. Fotos©: Erling Holm.



Forsinkelse og nedsivning i boligområde

Sundhedsrisiko ved oversvømmelser

Siden koleraepidemien i 1853 har succesen med at adskille drikkevand fra spildevand og forhindre menneskelig kontakt til spildevand været så stor og varet så længe, at befolkningen – og i nogen grad også forsyninger og myndigheder – har tabt dette perspektiv i dagligdagen. Derfor er der i dag kun få, der tænker sundhed, når bydele oversvømmes og ved den forebyggende skybrudssikring.

ANDERS CHR. ERICHSEN, NINA
DONNA STO. DOMINGO, ANN DORRIT
ENEVOLDSEN, GERALD HEINICKE, CLAUS
JØRGENSEN & OLE MARK

Introduktion

Et af de områder, hvor vi oftest mindes om klimændringerne, er i forbindelse med oversvømmelser i byer på grund af skybrud, og netop de ekstreme nedbørshændelser er blevet mere ekstreme siden 1950 /1/. De fleste nuværende risici i forbindelse med klimændringer er koncentreret i byområder. Sårbarheden er primært knyttet til ekstreme vejrhændelser som eksempelvis ekstremnedbør og stormfloder.

Det europæiske oversvømmelsesdirektiv og udsigten til store økonomiske tab har fået mange byer og kommuner til at arbejde med klimatilpasning – herunder skybrudssikring – men næsten al klimatilpasning drejer sig om mængder og skadesvurderinger ift. tabte (fysiske) værdier. Ved urbane oversvømmelser indeholder vandet som regel spildevand, som udgør en sygdomsrisiko ved direkte eller indirekte kontakt. Sygdomsrisiko er i dag ikke en parameter, der inddrages i forbindelse med skybrudssikring. Hvis vi ikke tænker os godt om, risikerer vi derfor at skabe forøget sygdomsrisiko med skybrudssikringen.

Problemstilling

Med skybruddene over København i 2010 og 2011 blev der for alvor sat fokus på skybrudssikring. Disse to skybrud er blevet vur-



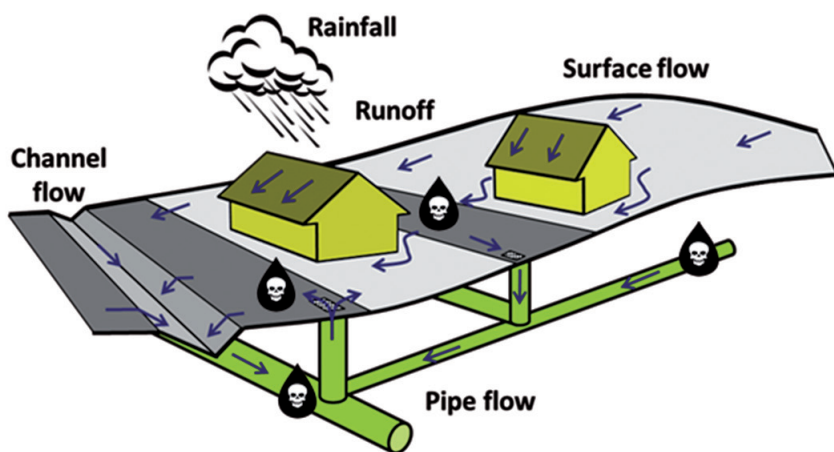
Børn som leger i oversvømmelsesvand – Er det nu også klogt? (Foto: Ole Mark).

deret til at forårsage værditab på 6 mia. hhv. 9 mia kroner. Voldsomme økonomiske tab – men de to skybrud åbnede også øjnene op for en sundhedsrisiko, som indtil da var blevet overset/undervurderet.

Dagen efter skybruddet i august 2010 blev den første internationale triatlon konkurrence "Copenhagen Challenge" skudt i gang. Selve svømmedelen blev afholdt i lagunen ved Amager Strandpark. Uheldigvis for triatleterne var der aftenen før blevet udledt fortyndet spildevand fra et kombineret overløb, og dermed var lagunen påvirket af spildevand. Ifølge /2/ var der i gennemsnit 0,13% spildevand i vandet under konkurrencen, hvilket hverken kunne ses, lugtes eller smages. Ikke desto

mindre blev en stor del af triatleterne syge. Det vurderes, at 42% blev syge under konkurrencen. Året efter var der ikke registreret overløb, og her blev kun 8% syge /3/.

Efter skybruddet 2011 blev der observeret 5 tilfælde af leptospirose eller Weils sygdom, hvoraf 1 var med dødelig udgang. I alle tilfælde drejede det sig om personer, der havde ryddet op i egen kælder efter skybruddet. Statens Serum Institut (SSI) vurderede, at personerne under rengøringen sandsynligvis var kommet i kontakt med kloakvand, der var forurenset med rotteurin. Rotteurin kan netop indeholde de bakterier, der forårsager leptospirose. Derudover foretog SSI en undersøgelse blandt professionelle, der arbejdede



Figur 1: Skematisk beskrivelse af den urbane oversvømmelsesmodel. Modellen består af en 1D model der beskriver selve kloaksystemet og en 2D model der beskriver transporten på overfalden.

med at rydde op og rengøre kældre, der havde været udsat for oversvømmelse under skybruddet. Denne undersøgelse viste, at 22% af disse folk blev syge /4/.

I Holland blev 871 familier spurgt om forekomst af sygdom i ugerne efter en oversvømmelse. Undersøgelsen viste, at i oversvømmede områder havde 26% maveinfektioner, 29% influenza lignende symptomer, 21 hudproblemer og 16% var hos lægen. Forekomsten af symptomer var 3 og 6 gange højere end i områder, der ikke var oversvømmede /5/.

Der er altså meget der tyder på, at sygdomsrisikoen ved urbane oversvømmelser er reel. For at sandsynliggøre og kvantificere denne risiko har vi kombineret to eksisterende teknologier til ét værktøj: 1) Urbane

oversvømmelsesmodeller og 2) kvalitativ mikrobiel risiko analyse (QMRA).

Oversvømmelsesmodeller

Urbane oversvømmelsesmodeller er en kobling af 1D kloakmodeller og 2D hydrodynamiske overflademodeller. Ifm. modellering af sundhedsrisiko benyttes yderligere en advektions-dispersionsmodel MIKE Urban Transport (tidligere MOUSE Trap) og MIKE21, der her benyttes til at beregne stoftransporten i kloaksystemet og efterfølgende på overfladen for herigennem at evaluere andelen af spildevand i oversvømmelsesvandet.

1D kloakmodellen beregner altså vandtransport og vandstand i selve kloaksystemet, mens regnvand fylder kloakken, og når kloaksystemets kapacitet overstiges, stiger vandet

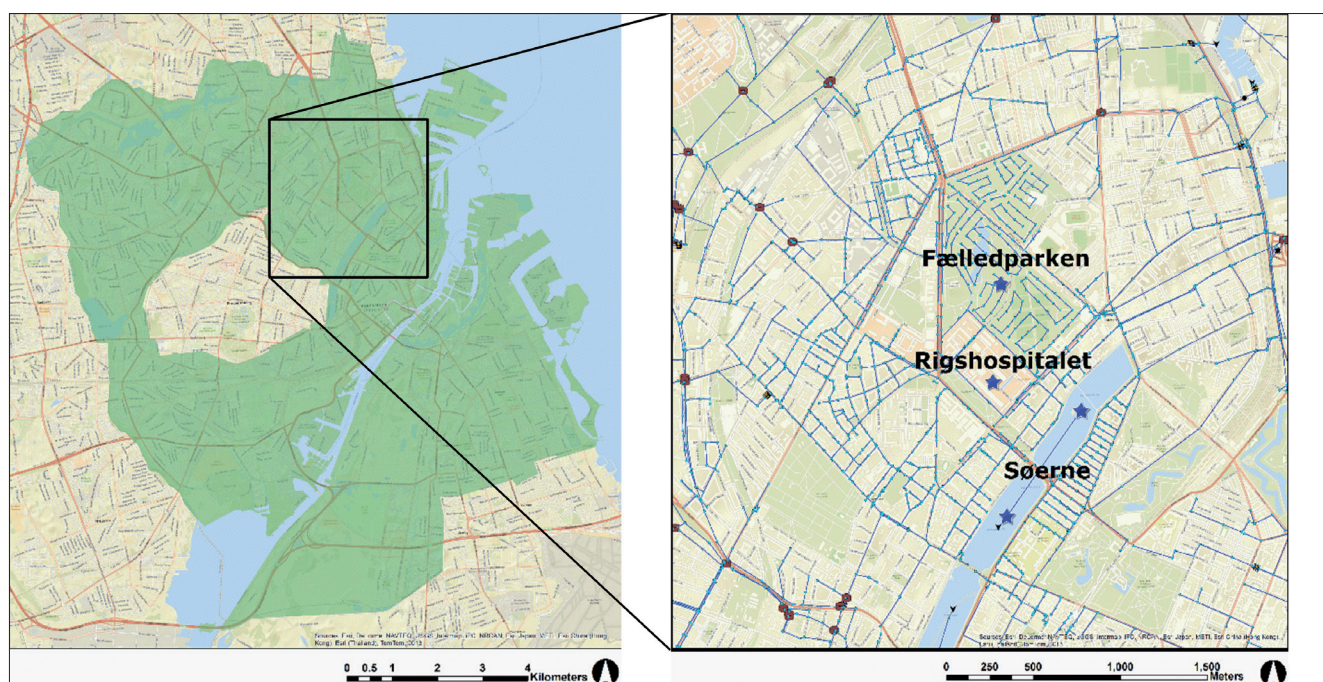
op gennem kloakbrønde og spredes på overfalden (2D model). Selve konceptet er illustreret i figur 1.

For at illustrere modelleringen har vi opstillet en model for en del af København svarende til godt 12 km² dækkende dele af Nørrebro og Østerbro, se Figur 2 og Figur 3. Modellen er relativ detaljeret og består af ca. 6000 kloakbrønde og 500 km rør.

Modelområdet består af et fælleskloakeret system, hvor regnvand og spildevand blandes under regn. I Danmark er disse systemer typisk designet til at kunne håndtere en 10-års regn /9/. Ved mere intens regn vil der forekomme oversvømmelser med et miks af spildevand og regnvand.

Kvantitativ mikrobiel risikovurdering

Kvantitativ mikrobiel risikovurdering (QMRA) beregner sandsynligheden for infektion og sygdom efter eksponering af mennesker med patogene mikroorganismer. QMRA består af en række trin, som er vist i figur 4. QMRA tager udgangspunkt i en identifikation af den eller de patogener, der er indebærer en sundhedsrisiko i en konkret (eller tænkt) situation. I vores tilfælde er det de patogener, som er tilstede i spildevand. Indholdet af patogener i spildevand afhænger af hvilke sygdomme, der forekommer hos befolkningen i kloakoplandet. En af de hyppigst forekommende diarré sygdomme er roskildesygge, som skyldes Norovirus. Den gennemsnitlige koncentration af Norovirus i ufortyndet spildevand er beregnet til $2 \cdot 10^4$ genkopier/l, på baggrund af



Figur 2: Modelområde (markeret med sort) dækkende dele af Nørrebro og Østerbro (venstre figur). Zoom af området og det overordnede kloaksystem (blå linjer) er vist på figuren til højre.

publicerede data om forekomst og udskilning hos befolkningen.

Den dosis, man udsættes for, er produktet af koncentrationen i og volumen af det vand, man indtager. Vi anvender oversvømmelsesmodellen til at bestemme andelen af spildevand i oversvømmelsesvandet. Mængden af vand man indtager afhænger af den personlige adfærd. Dette er undersøgt i en hollandsk undersøgelse ved hjælp af spørgeskemaundersøgelser. Fx. er det fundet, at børn indtager mellem 0 ml og 4,6 ml med et middel indtag på 1,7 ml /%. I nedenstående modelvurdering anvender vi børn som eksempel.

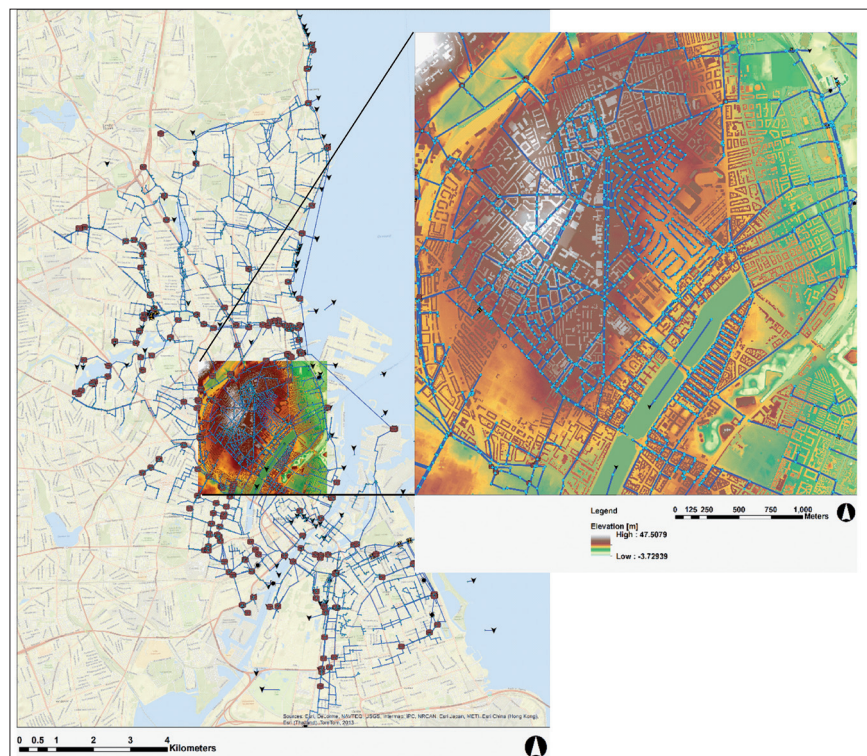
Vi har anvendt en dosis-respons relation, der er baseret på, at "perfekt modtagelige" individer bliver inficeret, hvis de indtager 1 eller flere viruspartikler. Sandsynligheden for infektion bliver så produktet af andelen "perfekt modtagelige" individer og sandsynligheden for indtagelse af 1 eller flere viruspartikler eller virusaggregater $7/$. Vi benytter følgende dosis respons funktion:

hvor P er andelen af "perfekt modtagelige" individer og μ er det gennemsnitlige antal viruspartikler (genkopier)/aggregat. For Norovirus gælder det, at cirka 20% af befolkningen er immune. Den del indgår ikke i beregningen.

Mange af parametrene, som indgår i en

$$P_{inf}(Dosis, P) = P \cdot (1 - e^{-\frac{Dosis}{\mu}})$$

QMRA, varierer meget, eller der er mangel på sikre data. Man anvender derfor Monte Carlo (MC) simulering til beregningerne. I MC simuleringer vurderer man fordelingen af de indgående parametre og laver mange beregninger med værdier taget fra fordelingerne. Resultatet af MC simulering er derfor også en fordeling, og kan angives ved fraktiler, middelværdi



Figur 3: Den koblede 1D og 2D oversvømmelsesmodel (MIKE Flood) som er benyttet til beregningen af sygdomsrisiko ved oversvømmelser i København. Bemærk at kloakmodellen (1D) beskriver det meste af det overordnede kloaksystem i København, mens overflademodellen beskriver et langt mindre område og med et mere detaljeret kloaknetværk.

eller det hyppigst forekommende resultat (mode). Der skal gøres opmærksom på, at usikkerhederne ved denne type af beregninger er store, og skal derfor anses for at være det for tiden bedste gæt.

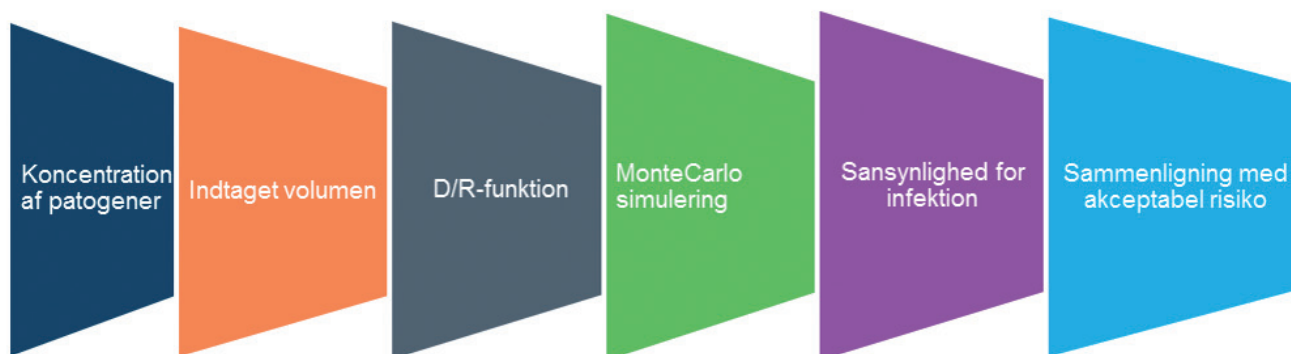
Når man skal vurdere resultatet af en QMRA sammenlignes med en acceptabel risiko. For drikkevand har US EPA fastlagt en acceptabel risiko for infektion til være 1 ud af 10.000 smittet pr. år. WHO anvender DALY konceptet (Disability Adjusted Life Years), som er summen af antallet mistede leveår og antallet af år, man lever med en sygdom, vægtet mht. sygdommens alvor. Den acceptable risiko for drikkevand er fastlagt til $1 \mu\text{DALY}$ pr. år.

For badevand er den acceptable risiko højere. US EPA har anbefalet grænseværdier

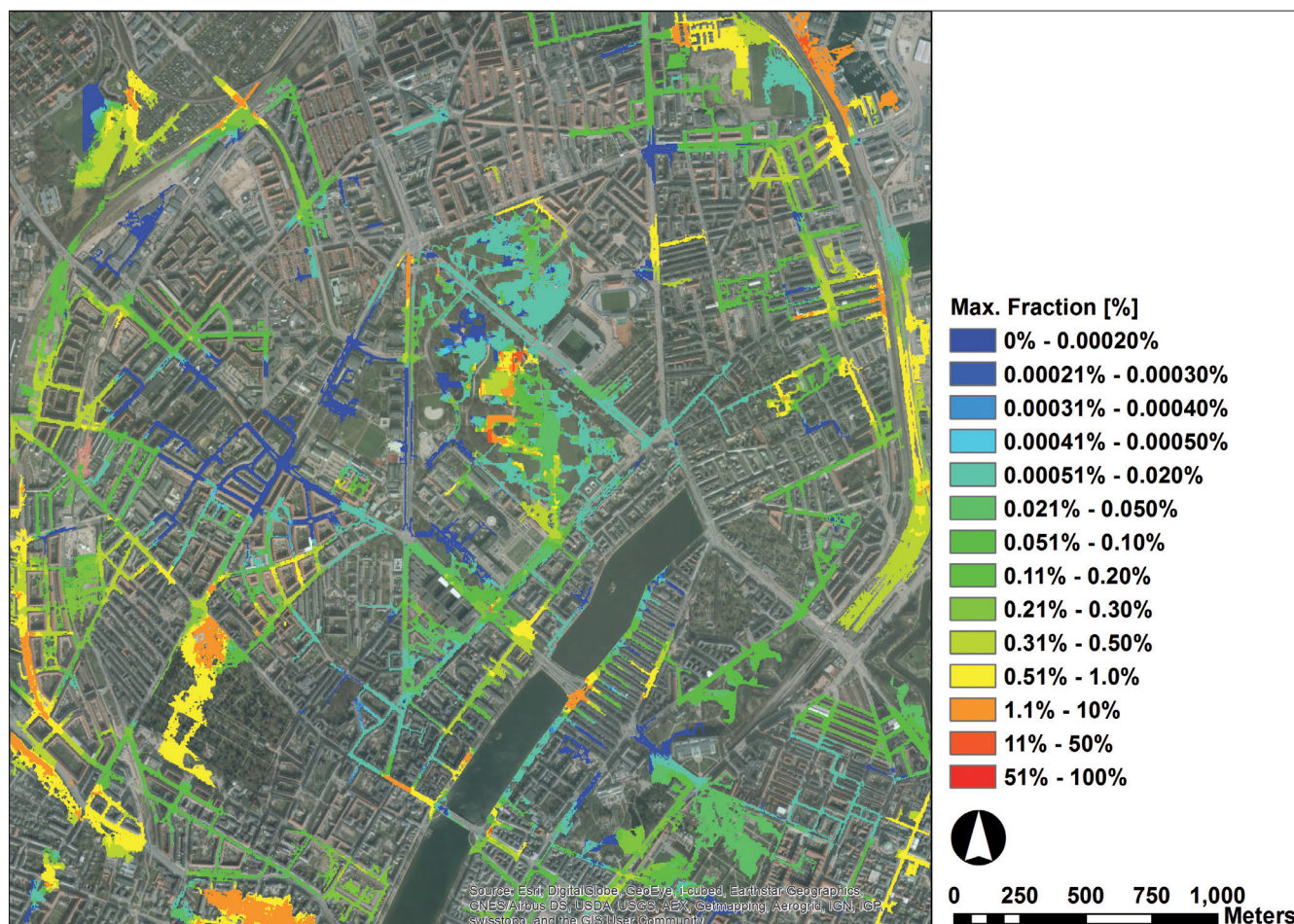
for fæcale indikatorer, der tager udgangspunkt i en sygdomsrisiko ved badning på 3,6%. Ved sammenligning med WHO's badevandsanbefalinger er den acceptable risiko for maveinfektioner i det europæiske badevandsdirektiv ved god badevandskvalitet 1% til 5%.

Dynamisk risikomodellering

Med metoden til at modellere den dynamiske sundhedsrisiko kombinerer vi altså de hydrauliske oversvømmelsesmodeller, stoftransport modellering og QMRA. Dermed får vi både et estimat for den tidlige variation og den arealmæssige variation af oversvømmelsesdybder, spildevandsandele og dertilhørende forureningsgrad og infektionsrisiko.



Figur 4: Trin i en kvantitativ mikrobiel risikovurdering.



Figur 5: Andel af spildevand i oversvømmelsesvand. Bemærk at søerne i den centrale del af København ikke indgår som en del af analysen.

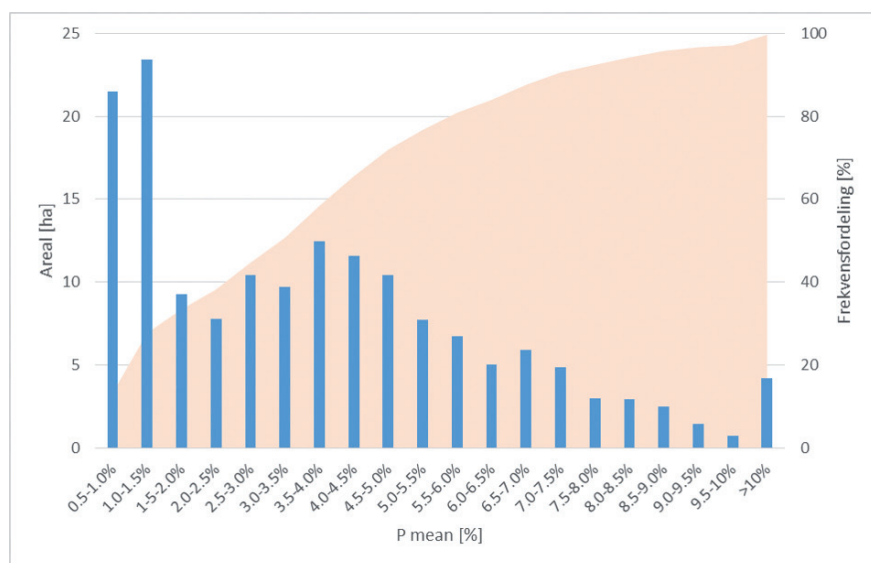
Som eksempel på et resultat har vi i figur 5 vist den maksimale spildevandskoncentration for en beregning, hvor oversvømmelsesmodellen er udsat for en 100 års design regn. Her ses dels de områder, som er oversvømmet med vand, og dels de områder, hvor der er

blandet spildevand i oversvømmelsesvand. Farverne fra gul til rød viser altså områder, hvor der er mere en 0,5% spildevand, mens grønne og blå områder viser områder, hvor der er mindre spildevand. Der er altså områder, hvor der er relativt rent vand, og andre

områder hvor spildevandsandelen er betydelende.

Tilsvarende har vi beregnet risikoen for Norovirus infektion. Beregningen er foretaget for alle beregningsceller og alle tidskridt. Vi har i figur 6 sammenfattet den gennemsnitlige maksimale risiko (P mean) for Norovirus infektion over denne samme 100-års regn. Dette er altså en situation, som er sammenlignelig med den 2. juli 2011, hvor store dele af netop det område, som indgår i denne analyse, var oversvømmet.

Det (modellerede) oversvømmede areal modsvarer et areal på 220 ha. Ud af de 220 ha beregner vi en P mean < 0,5% for de 58 ha, eller svarende til omkring 25% af det oversvømmede areal. De resterende 162 ha har en risiko > 0,5%. Ud af de 162 ha har godt 30% en risiko mindre end 1,5% (svarende til 45 ha), mens der er et areal på 79 ha med en risiko på mellem 1,5%-5,0% og omkring 25%, der har en risiko større end 5%. Den beregnede sygdomsrisiko er tydeligt større end den acceptable risiko for drikkevand og i nogle områder tydeligt større end i badevand. Man kan dog ikke umiddelbart sammenligne med risikoen



Figur 6: Den gennemsnitlige Norovirus infektionsrisiko for det område, hvor infektionsrisikoen er > 0,5%. Søjlerne viser arealet i ha for de enkelte fraktioner af infektionsrisiko, mens det røde areal viser den akkumulerede frekvensfordeling.

for badevand, da vi kun har lavet beregningerne for 1 patogen, Norovirus.

Som det fremgår af figur 5 og figur 6, er der stor variation i spildevandsandelen, og den deraf følgende infektionsrisiko. Der er store områder, hvor risikoen er lille, men også områder, hvor der er relativ stor risiko. Vi har ikke taget variationen over tid med i analysen, men udelukkende set på den maksimale oversvømmelsesudbredelse. Oversvømmelserne i København i 2010 og 2011 var en øjenåbner ift. sygdomsrisiko ift. oversvømmelser. I dag kan man på sundhedsstyrelsens hjemmeside (sst.dk) finde følgende råd til befolkningen ifm. oversvømmelser: "Hvis der har været kloakvand i oversvømmelsen, er det dog vigtigt også her at være omhyggelig med almindelige hygiejniske forholdsregler (undgå at få rester af slam/sediment på huden og i mund og øjne, håndvask, skift af fodtøj, når man går indendørs m.v.) ved og efter færden og arbejde i områder med slam/sediment efter oversvømmelse". Vores modelberegninger indikerer dog, at det kan være svært at gennemskue, hvor dette er tilfældet, og hvor infektionsrisiko dermed er reel.

Perspektiv

Et af formålene med det danske kloaksystem er at skabe en barriere mellem det forurenede spildevand og befolkningen. Sådan har det været i mange år, men i dag er der slået skår i denne barriere, og vi bevæger os oftere i en blanding af spildevand og regnvand. Dette giver anledning til en sygdomsrisiko, og det er netop kvantificeringen af denne risiko, som vi med kombinationen af traditionel oversvømmelsesmodellering og QMRA ønsker at adressere. Med et værktøj, hvor sygdomsrisikoen kan evalueres, kan vi

- som en del af et beredskab, sætte ind under selve oversvømmelsen i de områder, hvor der er ekstra store sundhedsrisici, og eventuelt informere den del af befolkningen om, at de er ekstra udsat og skal være ekstra påpasselige med kontakt med oversvømmelsesvandet og efterfølgende desinfektion.
- som en del af skybrudsplaner, sikre at de løsninger, der udarbejdes til opbevaring af regnvand blandet med spildevand ikke løser problemer et sted, men skaber problemer andre steder – i form af øget sundhedsrisiko.

Vi har i dette eksempel set på infektionsrisiko i bynære områder. Værktøjerne kan imi-

ldertid udvides til også at se på risiko ifm. med oversvømmelser på landet, hvor eksempelvis områder med afgrøder og grøntsager oversvømmes. Derudover er der et stort potentiale i udviklingslande. Her betyder dårlige sanitære faciliteter en høj sygdomsbyrde og dødsrate, især i forbindelse med oversvømmelser /10/. De alvorlige sygdomskonsekvenser af oversvømmelser kan eksempelvis illustreres ved de 6.921 tilfælde af leptospirose, som blev rapporteret under og efter oversvømmelsen i Thailand i år 2000, hvoraf der blev rapporteret 244 dødsfald. Ligeledes observeres årligt tilfælde af kolera i Dhaka, Bangladesh, og i udpræget grad i forbindelse med oversvømmelser.

Konklusion

Både lokalt – og især globalt – er sygdomsrisiko en faktor, der bør vurderes i arbejdet med at sikre os mod oversvømmelser. Klimatilpasning kan her bruges proaktivt til at nå mål for byers robusthed, modstandskraft og bæredygtige udvikling. Her spiller et godt beredskab en central rolle - foruden at der skal planlægges med fokus på at reducere risici, så der kan tages højde for, at byer pga. klimaændringer i fremtiden både bliver mere sårbare og eksponerede. Man kan i høj grad mindske både eksponering overfor og konsekvenser af klimaforandringer ved at forbedre servicefunktioner og infrastruktur som fx. vandforsyning, kloaksystemer, elforsyning, transport og telekommunikation, sundhedsvæsen, uddannelse og beredskab. Det vil i særlig grad være en fordel for de byer, som allerede nu er meget sårbare /1/, men det er vigtigt, at vi i dette arbejde ikke løser et problem, mens vi skaber et andet, fordi vi ikke er tilstrækkeligt opmærksomme på sundhedsrisikoen.

ANDERS CHR. ERICHSEN (senioringeniør) email:aer@dhigroup.com, CLAUS JØRGENSEN (seniorbiolog), NINA DONNA STO. DOMINGO (bygningsingeniør), OLE MARK (forskningschef), GERALD HEINICKE (senioringeniør) og ANN DORRIT ENEVOLDSEN (kemiingeniør) har alle gennem de sidste år arbejdet intenst med sundhed og sundhedsmodellering på DHI som en del af DHIs resultatkontrakt med Forsknings og Innovationsstyrelsen og som en del af et EU forskningsprojekt (NMP4-SL-2013-604069)

Referencer

- /1/ Christensen, J.H., Ambjerg-Nielsen, K., Grindsted, A. Halsnæs, K., Jeppesen, E., Madsen, H., Olesen, J.E., Porter, J.R., Refsgaard, J.C. & Olesen, M. 2014. Analyse af IPCC delrapport 2 – Effekter, klimatilpasning og sårbarhed - med særligt fokus på Danmark. Natursty-

relsen

- /2/ Andersen, S. T., Erichsen, A. C., Mark, O. & Albrecht-sen, H.J. 2013. Effects of a 20 year rain event: a quantitative microbial risk assessment of a case of contaminated bathing water in Copenhagen, Denmark. Journal of Water and Health nr. 11 vol. 4
- /3/ Harder-Lauridsen, N.M., Kuhn, K.G., Erichsen, A.C., Mølbak, K. & Ethelberg, S. (2013). Gastrointestinal Illness among Triathletes Swimming in Non-Polluted versus Polluted Seawater Affected by Heavy Rainfall, Denmark, 2010-2011. PlosOne, vol 8, no. 11.
- /4/ Wójcik, O.P., Holt, J., Kjerulf, A., Müller, L., Ethelberg, S., Mølbak, K. (2013). Personal protective equipment, hygiene behaviours and occupational risk of illness after July 2011 flood in Copenhagen, Denmark. Epidemiology and Infection 141(8):1756-1763.
- /5/ de Man, H., Mughini-Gras, L., Schimmer, B., Friesem, I.H.M., de Roda Husman, A.M., van Pelt, W. 2015. Gastrointestinal, influenza-like illness and dermatological complaints following exposure to floodwater: a cross-sectional survey in the Netherlands. Accepted for publication in Epidemiology and Infection.
- /6/ de Man, H., van den Berg, H.H.J.L., Leenen, E.J.T.M., Schijven, J.F., Schets, F.M., Van der Vliet, J.C., de Roda Husman, A.M. (2014). Quantitative assessment of infection risk from exposure to waterborne pathogens in urban floodwater. Water Research, 48, 90-99.
- /7/ Messner, M. J., P. Berger, et al. (2014). Fractional poisson-a simple dose-response model for human norovirus. Risk Analysis.
- /8/ Parkinson, J., Mark, O. (2005). Urban Stormwater Management in Developing Countries. A book - 225 pages published by "The International Water Association" (IWA). ISBN: 1843390574.
- /9/ IDA Spildevandskomiteen (2005). Skrift 27 - Funktionspraksis for afløbssystemer under regn. Retrieved from: <https://ida.dk/sites/prod.ida.dk/files/Skrift27Funktionspraksisforafl%C3%B8bssystemerunderregn.pdf>
- /10/ Mark, O., Jørgensen, C., Hammond, M., Khan, D., Tjener, R., Erichsen, A., & Helwig, B. (2015). A new methodology for modelling of health risk from urban flooding exemplified by cholera Case Dhaka, Bangladesh. Journal of Flood Risk Management. DOI: 10.1111/jfr3.12182

KLIMATILPASNING BYNATUR OG BYLIV

Håndtering af regnvand er en udfordring, der er højaktuel i mange byer, når hyppigere og mere voldsomme skybrud bliver en realitet. Kan man samtidig med skybrudssikring få mere og bedre natur i byen og flere rekreative muligheder?

Med COWIs tværfaglige skybrudsgruppe kan vi sikre jer merværdi i jeres klimaprojekter ved at indarbejde bynatur og byliv som en integreret del af håndteringen af vandet, hvor det er aktuelt.

Enghaveparken i København skal bygges om, så den kan rumme omkring 23.000 m³ vand i forbindelse med skybrudshændelser. COWI har i samarbejde med Københavns Kommune opstillet en plan for Enghaveparken, hvor vandet bliver renset og brugt rekreativt så det skaber liv, mulighed for vandleg og øger biodiversiteten i parken.

I Enghaveparken bliver vandet ikke et problem men en ressource.

Kontakt udviklingschef Jeppe Sikker Jensen eller landskabsansvarlig Louise Risør for yderligere oplysninger eller interesse omkring hvordan COWI kan hjælpe jer med jeres skybrudsløsninger.

Jeppe - tlf. 56 40 11 95, jjj@cowi.com.

Louise - tlf. 24 78 06 69, lori@cowi.com.

www.cowi.dk



COWI og Tredje Natur

POWERING YOUR 360° SOLUTIONS

COWI er en førende rådgivningsvirksomhed, der skaber værdi for kunder, borgere og samfund gennem vores unikke 360°-løsninger.

Med eksperter i verdensklasse inden for ingeniørkunst, miljø og samfundsøkonomi angriber vi udfordringerne fra mange forskellige vinkler, så vi skaber mere sammenhængende løsninger for vores kunder - og derved en mere bæredygtig og sammenhængende verden.

COWI

FOR MEGET REGN GIVER MANGE UDFORDRINGER

Sweco designer fremtidens regnvandshåndtering.

Sammen med dig finder vi løsninger, hvor bæredygtighed og rekreativitet skaber merværdi for bygherre, borgere og samfundet.

LÆS MERE PÅ SWECO.DK

SWECO 